



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Movimentos e distribuição do pilrito-de-peito-preto *Calidris alpina* nas zonas intertidais no estuário do Tejo (Portugal)

David Manuel Monteiro Rodrigues

Orientador:

Doutor José Pedro Granadeiro

Co-Orientador:

Prof. Doutor João E. Rabaça

2012

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Movimentos e distribuição do pilrito-de-peito-preto *Calidris alpina* nas
zonas intertidais no estuário do Tejo (Portugal)**

David Manuel Monteiro Rodrigues

Orientador:

Doutor José Pedro Granadeiro

Co-Orientador:

Prof. Doutor João E. Rabaça

Agradecimentos

Em primeiro lugar gostaria de agradecer aos meus orientadores, Doutor José Pedro Granadeiro e Prof. Doutor João Eduardo Rabaça, pela orientação desta tese.

Ao Zé Pedro agradeço a oportunidade que me deu em integrar a equipa do MigraTagis e por me ter orientado ao longo de todo este percurso sempre com um espírito positivo e pedagógico e pela paciência e conselhos transmitidos desde o início dos trabalhos. Foi um grande privilégio poder trabalhar com o Zé Pedro e fazer parte da excelente equipa do MigraTagis.

Ao Prof. João Rabaça por ter aceitado ser meu co-orientador e pela dedicação na leitura e revisão da minha tese.

Aos dois, um muito obrigado pela disponibilidade que sempre demonstraram, mesmo em períodos em que o trabalho era mais que muito e a agenda era terrível.

Gostaria de agradecer a todas as pessoas que fizeram parte da equipa e que de uma maneira ou de outra contribuíram para esta tese, com quem pude partilhar excelentes momentos.

À Teresa Catry pelos ensinamentos e pelas ideias que muito me permitiram evoluir e permitiram também o avançar do trabalho, pela revisão da tese mesmo quando estava sobrecarregada com trabalho e pela ajuda no trabalho de campo.

Ao Ricardo Martins pela total disponibilidade demonstrada ao longo de todo o trabalho, pelo apoio técnico e motivador durante os primeiros passos com as limícolas e pela atitude positiva em todo o tipo de trabalho.

Ao Zé Alves pelo humor e entusiasmo contagiante, pelo espírito de equipa e pela disponibilidade em ajudar no quer que fosse.

Ao Luís Rosa, meu grande amigo, por ser também um excelente colega de trabalho e por todo o tempo partilhado ao longo deste percurso mas principalmente por todos os bons momentos de amizade partilhados.

Agradeço de igual forma à Ana Almeida, ao Hany Alonso, à Maria Dias e ao Miguel Lecoq pela simpatia, boa disposição e pela experiência e conhecimentos transmitidos e por se mostrarem disponíveis sempre que necessário.

Ao Museu Nacional de História Natural, por me ter recebido nas suas instalações durante o período de trabalho.

À Reserva Natural do Estuário do Tejo por todo o apoio logístico prestado durante o trabalho de campo, nomeadamente, pelas instalações cedidas para guardar o material necessário à realização do trabalho.

A todos os meus amigos pelo apoio demonstrado das mais diversas formas ao longo deste percurso. À Andreia Penado também pela ajuda a rever a tese, ao Ricardo Rocha também pela ajuda na montagem das antenas e à Sofia Marques também pela companhia durante as contagens de limícolas.

À Cris, ao Dárcio, ao David, ao Lionel, ao Marco, ao Pedro, à Tânia e ao Yannick por saberem estar sempre presentes. Ao Dárcio também pelas sucessivas revisões da tese, ao Pedro também pela ajuda na montagem das antenas e ao Yannick também pela ajuda na montagem das antenas (carregares aquelas baterias sozinho foi um espectáculo) e nas sessões de anilhagem.

Finalmente um agradecimento muito especial a toda a minha família, em particular ao meu pai e à minha mãe, a quem dedico todo o meu esforço e a quem agradeço todo o apoio e dedicação, pois sei o quanto estão orgulhosos. Aos avós Deolinda, Hilário, Josefa e Paulo, aos tios e tias Bela, Conceição, Chico, Kiko, Luís, Sandra, São e Zé, ao padrinho Zé e à madrinha Paula, aos primos e primas Dani, Dínis, Joana, João, Luísa, Marco e Vera, ao afilhado Tiago, ao meu pai Manuel e à minha mãe Maria de Fátima. Obrigado a todos por tudo.

Índice Geral

Resumo	10
Abstract	11
Introdução	12
<i>As aves limícolas: aspectos gerais</i>	12
<i>Período de inverno</i>	13
<i>A importância dos locais de paragem (stopover sites)</i>	16
<i>A rádio-telemetria aplicada às aves limícolas</i>	18
<i>O pilrito-de-peito-preto no estuário do Tejo</i>	19
<i>Objectivos</i>	21
Métodos	22
<i>Área de estudo</i>	22
<i>A espécie estudada</i>	24
<i>Metodologia de campo</i>	25
Captura e marcação das aves	25
Rádio-telemetria	27
<i>Metodologia de análise</i>	31
Tamanho mínimo da amostra	32
Dimensão das áreas vitais e dos centros de actividade	32
Sobreposição de áreas ocupadas	34
Distâncias percorridas	34
Análise estatística	35
Resultados	37
<i>Dimensão das áreas vitais e dos centros de actividade</i>	40

<i>Distâncias percorridas</i>	46
Discussão	50
<i>Limitações do estudo</i>	50
<i>Áreas vitais e centros de actividade</i>	52
<i>Distância das áreas de alimentação aos locais de refúgio</i>	54
<i>Implicações para a conservação</i>	57
<i>Propostas de investigação futura</i>	58
Referências bibliográficas.....	61
Anexos	78
Anexo I	79
Anexo II	82
Anexo III	88
Anexo IV	94
Anexo V	96
Anexo VI	98
Anexo VII	100
Anexo VIII	101
Anexo IX	102
Anexo X	103

Índice de Figuras

Figura 1. Estuário do Tejo com a representação dos tipos de substrato predominantes nas zonas de alimentação (zonas intertidais) e nos refúgios de preia-mar. Estão assinalados os principais locais de refúgio para as aves limícolas (Vasa Sacos, Pancas, Brito e Samouco) e os limites das áreas classificadas como Reserva Natural, Zona de Protecção Especial (ZPE) e da área de estudo.....	23
Figura 2. Pilrito-de-peito-preto, plumagem de inverno.....	24
Figura 3. Pilrito-de-peito-preto, plumagem nupcial.....	25
Figura 4. A – Pilrito-de-peito-preto marcado com uma combinação individual de 4 anilhas de cor; B – Radiotransmissor colocado no dorso da ave; C – Radiotransmissor escondido na plumagem; D – Libertação da ave.....	27
Figura 5. Área de estudo com a representação das zonas de alimentação (zonas intertidais), dos refúgios de preia-mar, da localização das estruturas de apoio à rádio-telemetria (antenas fixas, móveis e ARTS) e dos locais de captura.	30
Figura 6. Totalidade das localizações de pilrito-de-peito-preto obtidas e seleccionadas para os três grupos analisados (inverno BS, inverno VSP e migração VSP). Estão indicados os refúgios de preia-mar monitorizados (refúgio BS – complexo de Brito e Samouco; refúgio VSP – complexo de Vasa Sacos e Pancas).	38
Figura 7. Percentagem do número total de localizações de pilrito-de-peito-preto obtidas, a cada intervalo de 30 minutos ao longo da escala temporal definida para a realização das sessões de rádio-telemetria (n=12).	39
Figura 8. Percentagem do número total de localizações de pilrito-de-peito-preto obtidas de acordo com a altura do pico de maré dos períodos de baixa-mar (n=12)...	39
Figura 9. Área vital acumulada calculada pelo mínimo polígono convexo em função do número de localizações obtidas para o indivíduo com o radiotransmissor 151,029 (n = 45, 100 replicados de áreas vitais estimados de 3 em 3 localizações).	40
Figura 10. Dimensão das áreas vitais calculadas pelo método do mínimo polígono convexo (MPC), considerando 95% das localizações, e pelo método de kernel, para 95% de probabilidade de ocorrência, para todos os indivíduos dos três grupos analisados. Os valores são apresentados em hectares.	41
Figura 11. Dimensão dos centros de actividade calculados pelo método de kernel, para 50% de probabilidade de ocorrência, para todos os indivíduos dos três grupos analisados. Os valores são apresentados em hectares.	43

Figura 12. Contornos da área vital e dos centros de actividade dos indivíduos de pilrito-de-peito-preto com os radiotransmissores 151,050 (grupo de inverno VSP) e 151,029 (grupo de inverno BS) estimados pelos métodos do mínimo polígono convexo (MPC 95) e de kernel (K 95 e K 50). Está indicado o refúgio (VSP ou BS) utilizado pelos indivíduos de cada grupo. 44

Figura 13. Área comum entre as áreas vitais totais dos grupos de inverno e da migração que se refugiaram em VSP (complexo de refúgio de Vasa Sacos e Pancas). Estão também indicadas as áreas vitais totais de cada grupo (inverno BS, inverno VSP, migração VSP) estimadas pelos dois métodos utilizados (MPC e kernel)..... 46

Figura 14. Percentagem das localizações obtidas para os indivíduos de cada grupo analisado, considerando diferentes classes de distância ao local de refúgio utilizado. A preto estão assinaladas as classes de distância em que foram obtidas o maior número de localizações. 48

Índice de Tabelas

Tabela 1. Número de indivíduos considerado para as análises realizadas no âmbito do trabalho e número médio de localizações por indivíduo \pm desvio-padrão para a totalidade do tempo de estudo. BS – complexo de Brito e Samouco; VSP – complexo Vasa Sacos e Pancas.	37
Tabela 2. Comparação da dimensão média (\pm desvio padrão) da área vital estimada para os três grupos analisados (inverno BS, inverno VSP e migração VSP) pelo método do mínimo polígono convexo (MPC) com 95% das localizações, e pelo método de kernel com 95% de probabilidade de ocorrência. Os valores são apresentados em hectares.	42
Tabela 3. Comparação da dimensão média (\pm desvio padrão) dos centros de actividade estimados para os três grupos analisados (inverno BS, inverno VSP e migração VSP) pelo método de kernel com 50% de probabilidade de ocorrência. Os valores são apresentados em hectares.	43
Tabela 4. Percentagem de sobreposição das áreas vitais dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, calculadas pelo método do mínimo polígono convexo (MPC) considerando 95% das localizações e pelo método de kernel para 95% de probabilidade de ocorrência. E percentagem de sobreposição dos centros de actividade dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, calculados pelo método de kernel para 50% de probabilidade de ocorrência.....	45
Tabela 5. Estimativa das distâncias médias e máximas a que os indivíduos de cada um dos grupos analisados se alimentaram do local de refúgio utilizado. Estão indicadas as distâncias médias \pm desvio padrão para o inverno BS, inverno VSP e migração VSP. Os valores são apresentados em metros.	47
Tabela 6. Estimativa das distâncias percorridas pelos indivíduos monitorizados no estuário do Tejo. Estão indicadas as distâncias percorridas nas zonas de alimentação (Zonas alimentação), as distancias percorridas entre o local de refúgio e as zonas de alimentação e vice-versa (Refúgio – Zonas alimentação; vice-versa), as distâncias totais percorridas (soma das duas anteriores; Total), número de dias em que foram obtidas as localizações (Dias) e as distâncias totais percorridas por dia (Total Km/Dia). Estão indicadas as médias \pm desvio padrão (dp) para cada variável. Os valores das distâncias são apresentados em km.....	49

Resumo

O pilrito-de-peito-preto *Calidris alpina* é uma das espécies de aves limícolas mais abundantes do estuário do Tejo (Portugal). Para determinar se existem diferenças na utilização das zonas intertidais consoante o refúgio utilizado, os movimentos de 12 pilritos-de-peito-preto, capturados em dois dos locais de refúgio mais importantes do estuário do Tejo, foram monitorizados durante os períodos de inverno e da migração. A quase totalidade das localizações foi obtida numa área até 5 km de distância em redor do refúgio utilizado, no entanto, as aves alimentaram-se a diferentes classes de distância consoante o refúgio seleccionado. As dimensões das áreas vitais e dos centros de actividade não apresentaram diferenças significativas, sendo semelhantes quer entre períodos quer entre indivíduos de diferentes refúgios. Este estudo sugere que os refúgios seleccionados pelos pilritos-de-peito-preto têm grandes implicações na forma como e até onde estas aves se distribuem enquanto se alimentam.

Palavras-chave: Aves limícolas, *Calidris alpina*, estuários, refúgios de preia-mar, área vital, MPC, kernel, rádio-telemetria, inverno, migração.

Abstract

The dunlin *Calidris alpina* it is one of the most abundant species of waders in the Tagus estuary (Portugal). To determinate if the intertidal flats are used differently according to the roost used, the movement of twelve dunlins captured in two of the most important estuary roosts were monitored during periods of winter and migration. Almost all the obtained localizations were within 5km around the roost selected; however the birds feed in different classes of distance from the selected roost. The home range dimensions and the core area did not shown significant differences, being similar within periods or between individuals from different roosts. The study suggests that the selection of the roosts made by the dunlin has major implications in the way and where these birds are distributed during feeding.

Keywords: Waders, *Calidris alpina*, estuaries, higt-tide roosts, home range, MCP, kernel, radio-tracking, wintering, migration.

Introdução

As aves limícolas: aspectos gerais

As aves limícolas, com mais de 200 espécies de 12 diferentes Famílias da Ordem Charadriiformes, são dos grupos de aves mais diversos e amplamente distribuídos (Hayman *et al.* 1986). Muitas destas espécies são migradoras de grandes distâncias. Durante o curto período do verão boreal nidificam nas regiões árticas e sub-árticas viajando depois para zonas húmidas costeiras dispersas por todo o planeta, onde permanecem durante o restante período do seu ciclo anual (Delany *et al.* 2009), realizando assim algumas das mais fascinantes migrações entre as aves (Message & Taylor 2005). Muitas espécies viajam mais de 25,000 km num único ciclo anual (*e.g.* USGS 2007; BirdLife International 2010) e algumas percorrem estas distâncias somente entre as zonas de invernada e os seus locais de reprodução (Battley *et al.* 2005).

Nas regiões árticas e sub-árticas as aves limícolas encontram condições ideais para a reprodução, tais como o longo período de luz solar (dias longos), uma grande abundância de alimento e poucos parasitas e agentes patogénicos (Mendes *et al.* 2005; Buehler & Piersman 2008). É, no entanto, durante o seu período de reprodução ou acasalamento, que as aves limícolas enfrentam um dos mais importantes desafios do seu ciclo anual: garantir a sua descendência. Na prática isso traduz-se em tarefas como estabelecer um território, conquistar um parceiro, acasalar, pôr e incubar os ovos e ainda cuidar das crias. E tudo isto num período inferior a 2 meses, antes que as condições deixem de ser ideais (*e.g.* acentuado declínio da quantidade de alimento disponível), obrigando os adultos, seguidos mais tarde pelos juvenis, a migrar para Sul (Cramp & Simmons 1983 *in* Santos 2009).

Após o período de reprodução muitas espécies de aves limícolas concentram-se nos estuários ou outras zonas costeiras em regiões de climas temperados ou regiões de climas tropicais, locais preferenciais para alimentação. Dada a sua elevada produtividade, as zonas entre-marés ou zonas intertidais (zonas de alimentação) constituem áreas de elevada importância para as aves limícolas. A actividade alimentar destas aves é fortemente condicionada pelos ciclos de maré, que geram uma elevada variabilidade espacial e temporal das zonas de alimentação (van de Kam *et al.* 2004;

van Gils *et al.* 2005, 2006; Granadeiro *et al.* 2006). No período de baixa-mar estas aves têm a oportunidade de se alimentarem de invertebrados bentónicos, que geralmente ocorrem em grandes densidades nestes ecossistemas. No entanto, à medida que a maré sobe as aves são forçadas a procurar refúgio em zonas contíguas às zonas de alimentação, refugiando-se preferencialmente em sapais e salinas (ou nas áreas de vasa adjacentes às zonas de sapal, durante as marés mortas), podendo utilizar também campos agrícolas e/ou praias (Rehfish *et al.* 1996; Granadeiro *et al.* 2006; Rosa *et al.* 2006). Nos períodos de grande exigência energética (*e.g.* período pré-migratório) ou quando não conseguem suprimir todas as necessidades alimentares durante a baixa-mar, utilizam os refúgio de preia-mar também para se alimentarem (Smart & Gill 2003; Rosa *et al.* 2006).

Período de inverno

Durante o período não reprodutor, uma das principais necessidades energéticas das aves limícolas relaciona-se com a comutação entre as zonas de alimentação e os refúgios e, eventualmente, fuga a predadores (Evans 1976). As aves que se alimentam em zonas intertidais têm ainda de enfrentar dificuldades adicionais. Estas zonas estão acessíveis apenas durante a baixa-mar, o que só acontece duas vezes ao dia na maioria dos estuários de todo o mundo (Piersma *et al.* 2005). Assim, é necessário percorrer os trajectos entre as zonas de alimentação e os locais de refúgios quatro vezes ao dia, o que em estuários com uma dimensão considerável se pode traduzir em viagens com um custo energético significativo (Piersma *et al.* 1993; Drake *et al.* 2001; Gabbard *et al.* 2001).

Dados estes constrangimentos energéticos, as aves têm de escolher a melhor zona de alimentação ou o melhor refúgio, quando estes não são adjacentes. Num estudo realizado com seixoeiras *Calidris canutus*, van Gils *et al.* (2006) concluíram que estas tendem a preterir as zonas de alimentação que se localizam perto dos refúgios e que disponibilizam baixas taxas de consumo de presas, mas que por outro lado, as zonas de alimentação que permitem um elevado consumo de presas só são utilizadas frequentemente, se localizadas perto dos locais de refúgio. A utilização das zonas de alimentação é assim limitada pela disponibilidade de refúgios nas suas imediações (*e.g.*

Dias *et al.* 2006a), principalmente, se a energia despendida nos voos entre ambos representar um gasto energético relevante para as aves (Warnock & Takekawa 1996; Luís *et al.* 2001; Rogers 2003). Por exemplo, a energia gasta nos voos entre os locais de refúgio e as zonas de alimentação pode representar cerca de 10% da energia total despendida diariamente pela seixoeira (Piersma *et al.* 1993), sugerindo que estas viagens podem ter um peso energético importante.

Nas zonas de alimentação, a distribuição espacial das aves limícolas tende a estar associada à densidade das suas principais presas no sedimento (Pienkowski 1983; Colwell & Landrum 1993; Yates *et al.* 1993). A composição do sedimento nestas áreas apresenta-se como um dos factores que mais afectam a distribuição destas aves (*e.g.* Moreira 1999; Santos *et al.* 2005; Grandeiro *et al.* 2007), na medida em que influencia não só o tipo e a densidade de presas (Yates *et al.* 1993), mas também a sua disponibilidade para as aves (Goss-Custard & Yates 1992; Mouritsen & Jensen 1992). Por exemplo, a disponibilidade de espécies-presa é influenciada pela penetrabilidade do bico da ave na lama e pela humidade do sedimento (Goss-Custard & Yates 1992; Mouritsen & Jensen 1992), na medida em que uma maior profundidade das bicadas (proporcionado por uma maior humidade do sedimento e consequentemente uma menor resistência do sedimento ao bico das aves) aumenta a probabilidade de detecção das suas presas (Mouritsen & Jensen 1992).

A predação pode ser também um factor importante que influencie a forma como as aves se distribuem pelos estuários (*e.g.* Whitfield 1985, 2003a; Quinn & Cresswell 2004). As melhores zonas de alimentação atraem usualmente a maioria das aves que, por sua vez, atraem, também, a maioria dos predadores. Isto leva a que as aves tenham de manter um equilíbrio energético entre a energia adquirida através dos alimentos e a energia gasta a evitar os predadores, afectando assim o seu comportamento alimentar (Lima & Dill 1990). De forma a evitar os predadores, as aves limícolas exibem comportamentos anti-predatórios como o gregarismo (Page & Whitacre 1975; Barbosa 1997; Whitfield 2003b), apesar dos potenciais custos inerentes à competição intra- e interespecífica (Goss-Custard 1980; Norris & Johnstone 1998; Múrias *et al.* 2005), e a diminuição do tempo de actividade alimentar para aumentarem o tempo de vigilância (Barbosa 1997). O comportamento alimentar das aves limícolas está assim dependente do compromisso entre as necessidades

alimentares e o risco de predação, na medida em que elevados riscos de predação podem levar as aves a não se alimentarem em zonas de alimentação extremamente proveitosas (Sitters *et al.* 2001) ou levar a que as aves tenham de se alimentar no menor tempo possível mas mais eficientemente de forma a manter o balanço energético (van Gils *et al.* 2006).

O perigo de predação que as aves limícolas enfrentam nas zonas de alimentação depende geralmente da distância a que os indivíduos se encontram da costa, diminuindo à medida que esta aumenta (Dekker 1998; Sitters *et al.* 2001; Whitfield 2003b; Dekker & Ydenberg 2004) e varia de acordo com o tamanho e a forma (geometria) do local (Pomeroy 2006). Uma vez que os principais predadores de aves limícolas são aves de rapina (*e.g.* Page & Whitacre 1975; Whitfield 2003a; Colwell 2010) e encontram-se preferencialmente junto à costa, em áreas muito pequenas, as zonas de alimentação podem situar-se muito perto da costa, pelo que são locais potencialmente mais perigosos que zonas de alimentação em áreas de grandes dimensões (Dekker & Ydenberg 2004).

Outros factores capazes de influenciarem o equilíbrio energético diário são a temperatura, o vento e a duração do período de luz solar. Temperaturas muito baixas ou muito elevadas e ventos fortes aumentam os custos energéticos associados à termorregulação (Wiersma & Piersma 1994; Wolf & Walsberg 1996) e podem também reduzir de sobremaneira a disponibilidade de presas (estas tendem a movimentar-se para zonas mais profundas do sedimento ou a ficarem menos activas) (Evans 1976). Estes dois factores climáticos podem ainda influenciar o risco de predação, independentemente dos seus efeitos na estrutura trófica (aves limícolas – invertebrados). Por exemplo, baixas temperaturas podem aumentar os requisitos energéticos dos predadores de aves limícolas (Masman *et al.* 1986) conduzindo a um maior número de ataques (Willem 2001 *in* Yasué *et al.* 2003), e ventos fortes podem dificultar a detecção de movimentos de aproximação de predadores (Hilton *et al.* 1999). A importância da duração do período de luz solar na obtenção de um equilíbrio energético diário depende da taxa de sucesso das aves limícolas em capturar presas durante o dia e durante a noite, a qual, por sua vez, depende dos métodos de captura utilizados pelos predadores e dos diferentes tipos de comportamento exibidos pelas presas de dia e de noite (Vader 1964 *in* Evans 1976).

A importância dos locais de paragem (stopover sites)

Para as aves migratórias, não são apenas as necessidades imediatas de um animal que são relevantes. De facto, em determinados períodos do ciclo anual é preciso garantir reservas de energia para assegurar futuros custos energéticos, como sucede, por exemplo no período pré-migratório (Metcalf & Furness 1984). A massa corporal de uma ave apresenta o seu nível mais baixo tipicamente no período de inverno (Colwell 2010), pelo que, pouco tempo antes da migração, as aves limícolas começam a depositar enormes reservas lipídicas, que podem variar com a distância que o indivíduo terá de percorrer até ao próximo local de paragem (ou até às áreas de reprodução, consoante a estratégia utilizada) (Colwell 2010). Assim, a importância de maximizar a energia adquirida é muito maior no período imediatamente anterior à migração do que durante todo o período de inverno (Metcalf & Furness 1984).

Durante a migração entre os locais de reprodução e as áreas de invernada, o destino de centenas de milhares de aves depende da existência de uma rede de locais de paragem ao longo das suas rotas migratórias (denominados de “*stopover sites*”), onde as aves recuperam a sua condição física (Atkinson *et al.* 2007; Delany *et al.* 2009). Actualmente são reconhecidas oito rotas migratórias à escala global (Boere & Stroud 2006). A rota Migratória do Atlântico Este, da qual faz parte o estuário do Tejo, é uma das maiores e também uma das mais bem conhecidas no que concerne aos locais utilizados e número de aves envolvido. Aproximadamente 15 milhões de aves limícolas usam esta rota migratória, que une os locais de reprodução situados no Canadá, Gronelândia, Islândia, Sibéria e Norte da Europa às áreas de invernada localizadas na Europa Ocidental e África (Stroud *et al.* 2004). A espécie mais abundante nesta rota é o pilrito-de-peito-preto *Calidris alpina*, sendo que, pelo menos três das suas subespécies (*C. a. arctica*, *C. a. schinzii* e *C. a. alpina*) ocorrem nesta rota (del Hoyo *et al.* 1996).

Enquanto algumas espécies voam pequenas distâncias entre sucessivos locais de paragem acumulando recursos energéticos a cada passagem, outras espécies realizam extraordinários e surpreendentes feitos migratórios e voam longas distâncias até às suas áreas de reprodução, após acumularem grandes quantidades de reservas lipídicas (Colwell 2010). Para estas espécies, o aumento percentual da massa corporal (relativamente à massa muscular de inverno) associado ao acumular de reservas

lipídicas varia entre os 50 e mais de 100%, dependendo da distância a percorrer e variando conforme os *taxa* (Colwell 2010). As espécies que realizam voos de pequenas distâncias entre sucessivos locais de paragem não necessitam de tanta acumulação de reservas entre cada percurso, aumentando a sua massa corporal a cada passagem, tipicamente, em 1%/dia (Zwarts *et al.* 1990 *in* Colwell 2010).

Muitos dos locais de paragem são pequenas zonas húmidas que apresentam um número reduzido de aves limícolas ao longo do ano, mas que nos curtos períodos de migração vêem a dimensão das suas populações aumentar consideravelmente (Skagen *et al.* 2008). Por outro lado, alguns locais de paragem são estrategicamente utilizados durante os seus períodos de maior produtividade. É o caso da Baía de Delaware na costa Oeste dos EUA, que durante a migração pré-nupcial alberga várias centenas de milhares de aves limícolas, que param para se alimentarem dos ovos de caranguejo-ferradura *Limulus polyphemus* durante o seu período de desova (Clark *et al.* 1993). Algumas espécies aumentam a sua massa corporal até 80% enquanto permanecem neste local para reabastecer energias, como é o caso da seixoeira, do pilrito-das-praias *C. alba* e do pilrito-semipalmado *C. pusilla* (Tsipoura & Burger 1999).

O tempo de permanência nos locais de paragem depende, presumivelmente, da qualidade dos recursos alimentares, do intervalo de tempo desde a última paragem e da distância ao próximo local ou, se for o caso, às áreas de reprodução. Além disso, indivíduos em boas condições físicas permanecerão por intervalos de tempo mais curtos, mesmo em locais de elevada qualidade, do que os indivíduos que esgotaram as suas reservas de energia e que assim permanecerão por mais tempo (Colwell 2010). Vários estudos indicam que o tempo de permanência nos locais de paragem diminui à medida que a migração progride (migração pré e pós-nupcial) (Skagen & Knopf 1994; Lyons & Haig 1995; Iverson *et al.* 1996; Battley *et al.* 2004), sugerindo que as estratégias de migração diferem entre indivíduos que migram em diferentes datas (Battley *et al.* 2004). Por exemplo, o tempo de permanência dos indivíduos de pilrito-de-peito-preto e dos indivíduos machos de pilrito de Maur *Calidris mauri* nos locais de paragem imediatamente antes das áreas de reprodução está inversamente relacionado com a data de chegada a esses locais (Warnock & Bishop 1998; Warnock *et al.* 2004).

A rádio-telemetria aplicada às aves limícolas

A utilização da rádio-telemetria proporcionou avanços significativos em muitas áreas da ecologia animal (Warnock & Takekawa 2003). Com esta técnica foi possível recolher informações detalhadas sobre os padrões de movimento e distribuição de inúmeras espécies animais, inclusive de espécies que, por serem muito esquivas e/ou pouco conspícuas, eram impossíveis de estudar com outras metodologias. A rádio-telemetria revela-se, assim, como uma técnica susceptível de auxiliar na compreensão e resolução dos problemas que têm contribuído para o declínio, por exemplo, de várias espécies de aves limícolas, os quais podem, eventualmente, levar à sua extinção. A rádio-telemetria foi utilizada para estudar aves limícolas pela primeira vez no fim da década de 60 do século passado, mas foi só na década de 90 que se registou um aumento muito significativo nos estudos destas aves com recurso a esta técnica (Warnock & Takekawa 2003). A rádio-telemetria é adequada para a recolha de dados que permitam compreender como e quando um indivíduo se distribui numa determinada região e quais os *habitat* utilizados nessa área (*e.g.* White & Garrott 1990; Samuel & Fuller 1996; Kernohan *et al.* 2001). Em conjunto com programas de análise espacial, a rádio-telemetria permite saber qual a dimensão da área utilizada pelas aves ou, mais especificamente, qual a área vital e quais os centros de actividade (“*core areas*”) de um indivíduo, podendo reflectir diferentes utilizações de *habitat* (a diferentes escalas) de acordo com o *habitat* disponível numa dada região (Neu *et al.* 1974; Aebischer *et al.* 1993; Warnock & Takekawa 1995; Warnock 1996; Jones 2001; Gabbard *et al.* 2001; Taft *et al.* 2008). Esta técnica permitiu também estudar e comparar os movimentos e/ou comportamentos efectuados durante o período diurno e nocturno (*e.g.* Wood 1986; Rompré & McNeil 1996; Whittingham 1999; Rohweder & Lewis 2001; Sitters *et al.* 2001; Conklin & Colwell 2007), tema até então pouco estudado.

Por outro lado, a rádio-telemetria possibilitou o estudo do período migratório das aves limícolas, assentando sobretudo sobre dois aspectos: (1) a ecologia nos locais de paragem (por exemplo, tempo de permanência, datas de partida, índices físicos, comportamento alimentar, etc., Skagen & Knopf 1994; Moore & Aborn 1996; Farmer & Parent 1997; Warnock & Bishop 1998; Nebel *et al.* 2000; Battley *et al.* 2004, 2005;

Gillings *et al.* 2009) e (2) as rotas migratórias utilizadas pelas aves (*e.g.* Butler *et al.* 1996; Johnson *et al.* 1997; Andres & Browne 1998; Haig *et al.* 2002; Green *et al.* 2002; Bishop *et al.* 2006).

A obtenção de dados fiáveis sobre a utilização do espaço mostra-se crucial para compreender vários aspectos da biologia de um animal, como o seu comportamento e a sua dinâmica populacional. O estudo dos movimentos das aves limícolas e a forma como estes se relacionam com parâmetros ecológicos, pode ajudar na identificação das áreas importantes (de alimentação, refúgio e/ou nidificação) durante todo ou parte do ciclo anual, na avaliação de potenciais impactos devido à alteração da paisagem e fornecer informação fundamental referente a outros aspectos críticos para a conservação destas aves (Haig *et al.* 1998; Sanzenbacher & Haig 2002; Conklin & Colwell 2007, 2008; Taft *et al.* 2008).

O pilrito-de-peito-preto no estuário do Tejo

A investigação levada a cabo nos últimos anos, maioritariamente em estuários do Norte da Europa, permitiu a caracterização das populações de aves, bem como a identificação dos principais factores que têm levado a alterações dos *habitat* e, consequentemente, a alterações nas tendências populacionais das comunidades de aves limícolas (Stroud *et al.* 2004). No entanto, para a maioria dos estuários da costa Africana e do Sul da Europa, este tipo de investigação e de informação é limitado ou inexistente, o que coloca várias dificuldades na resposta aos crescentes desafios conservacionistas. A análise dos factores que influenciam a utilização das áreas estuarinas pelas aves limícolas, a sua conservação e gestão adequada, são questões de relevância crescente numa perspectiva da conservação.

O estuário do Tejo é uma das áreas de invernada, e também dos locais de paragem, mais importantes para as aves limícolas na rota Migratória do Atlântico Este (Stroud *et al.* 2004; van de Kam *et al.* 2004). É um dos maiores estuários da Europa e a segunda mais importante zona húmida da Península Ibérica (Delany *et al.* 2009). O pilrito-de-peito-preto é uma das espécies mais abundantes que usam as zonas entre-marés do estuário do Tejo como local de alimentação. Neste estuário, a dieta dos

pilritos-de-peito-preto inclui algumas espécies (e.g. o gastrópode *Hydrobia ulvae* e a poliqueta *Hediste diversicolor*) comuns aos estuários do Norte da Europa (Santos *et al.* 2005) e que constituem as principais presas nestas latitudes (Goss-Custard *et al.* 1977). No entanto, outras espécies (e.g. lamejinha ou lambujinha *Scrobicularia plana* / *Abra* sp. - presa com maior importância energética para o pilrito-de-peito-preto no estuário do Tejo) com especial importância energética são exclusivas dos estuários do Sul da Europa (Santos *et al.* 2005).

Os pilritos-de-peito-preto que utilizam o estuário do Tejo durante o inverno incluem indivíduos de populações oriundas das áreas de reprodução do Norte da Escandinávia e Noroeste da Rússia (Lopes *et al.* 2006; Lopes & Wennerberg 2006; Lopes *et al.* 2008). Por sua vez, os indivíduos que por aqui passam durante a migração pré-nupcial (Abril e Maio), vindos da costa Oeste Africana, reproduzem-se, na sua grande maioria, na Islândia, na Gronelândia e no Báltico (Wennerberg 2001; Lopes *et al.* 2006; Lopes & Wennerberg 2006; Lopes *et al.* 2008). Segundo Lopes *et al.* (2006), os pilritos-de-peito-preto que passam por Portugal durante a migração pré-nupcial são da subespécie *C. a. schinzii*, e possivelmente, da subespécie *C. a. arctica*, e as populações que invernam no nosso país incluem indivíduos das três subespécies, *C. a. arctica*, *C. a. schinzii* e *C. a. alpina*. Em termos morfológicos, os indivíduos da subespécie *C. a. alpina* são maiores que os indivíduos da subespécie *C. a. schinzii*, com bico e tarsos mais compridos (del Hoyo *et al.* 1996), pelo que os indivíduos invernantes serão à partida maiores que os indivíduos migradores (Lopes *et al.* 2006).

Nos últimos 30 anos verificou-se um decréscimo na abundância de várias espécies de aves limícolas no estuário do Tejo (Dias 2008; Catry *et al.* 2011), como é o caso do pilrito-de-peito-preto. Nesta espécie, verificou-se um decréscimo de uma média de 20,000 a 30,000 indivíduos invernantes nos anos 70 e 80 a uma média inferior a 12,000 desde 2001 (Catry *et al.* 2011). Apesar do decréscimo populacional registado para várias espécies no estuário do Tejo acompanhar a actual redução global das populações de muitas espécies de aves limícolas (e.g. BirdLife International & European Bird Census Council 2000; International Wader Study Group 2003), no caso concreto do pilrito-de-peito-preto, a tendência de declínio vai contra a aparente estabilidade das populações a nível global (Delany *et al.* 2009), apesar de, nas regiões Sul da rota Migratória do Atlântico Este se ter verificado uma tendência de declínio das

populações desta espécie (Catry *et al.* 2011). As razões para os declínios registados no estuário do Tejo estão maioritariamente relacionadas com a crescente perda de *habitat* e perturbação humana, em consequência do grande desenvolvimento industrial e urbano que se faz sentir sobre as zonas costeiras (Catry *et al.* 2011). É exemplo, a perda de *habitat* de refúgio de preia-mar, sobretudo devida ao abandono das salinas ou da sua conversão em aquacultura (Dias 2008).

Em face do exposto, nos anos mais recentes alguma investigação foi feita com os mais diversos aspectos da ecologia das aves limícolas, principalmente, mas não só, com o pilrito-de-peito-preto, no estuário do Tejo (*e.g.* Granadeiro *et al.* 2004, 2007; Rosa *et al.* 2007; Dias *et al.* 2009; Santos *et al.* 2005, 2009, 2010).

Objectivos

Este estudo tem como objectivo geral descrever os movimentos e a distribuição do pilrito-de-peito-preto nas zonas de alimentação no estuário do Tejo, com recurso à técnica da rádio-telemetria. Pretende-se ainda comparar a utilização destas zonas entre aves invernantes e migradores de passagem. Especificamente, os objectivos do presente trabalho são: **(1)** Caracterizar as zonas de alimentação do pilrito-de-peito-preto quanto à sua localização e dimensão (áreas vitais e centros de actividade); **(2)** Analisar os movimentos do pilrito-de-peito-preto entre as zonas de alimentação e os refúgios de forma a averiguar a importância da proximidade entre ambas; e **(3)** Discutir os resultados obtidos num contexto de eventual aplicação de acções de gestão e investigação adicional.

Este tipo de dados permite identificar a extensão e natureza de áreas importantes para o pilrito-de-peito-preto no estuário do Tejo. Estas áreas incluem não só as zonas de alimentação, mas também as de repouso, pelo que estes dados permitem contribuir para um melhor delineamento e implementação de medidas integradas de gestão nessas áreas, aumentando os níveis de protecção das populações de aves limícolas e consequentemente a sua conservação no presente e no futuro.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no estuário do Tejo (Portugal) que com uma área aproximada de 340 km² é o maior estuário da Península Ibérica e um dos maiores da Europa Ocidental (Granadeiro *et al.* 2004). O estuário do Tejo é uma das mais importantes zonas húmidas da Europa, integrando a Lista de Sítios da Convenção Ramsar (zonas húmidas de importância internacional). Em 1976 a zona Norte do estuário (142 Km²) foi classificada como Reserva Natural e em 1988 uma área com 450 Km², que inclui zonas intertidais e áreas adjacentes, foi designada como Zona de Protecção Especial para Aves Selvagens ao abrigo da Directiva Aves (Figura 1).

O estuário do Tejo apresenta um regime semi-diurno de marés, com amplitudes que variam de 1 m nas marés mortas até 3,8 m nas marés vivas (Dias *et al.* 2006b). Esta diferença de amplitude no regime de marés determina diferenças na dimensão da área total entre-marés exposta durante uma baixa-mar, que varia de 56 km² numa baixa-mar morta mediana (1,3 m) a 97 km² numa baixa-mar viva mediana (0,6 m) (Granadeiro *et al.* 2007; Dias 2008). Os sedimentos são relativamente pouco diversos, sendo as vasas (vasa negra compacta e vasa arenosa) e os bancos de ostras os tipos de substrato mais abundantes (Rodrigues *et al.* 2006; Granadeiro *et al.* 2007) (Figura 1). Os principais locais de refúgio para as aves limícolas na zona Norte da margem esquerda do estuário são as salinas de Vasa Sacos, a zona de vasa contígua ao sapal de Pancas e as salinas do Brito e do Samouco (Figura 1).

Dada a dimensão do estuário do Tejo não foi possível garantir a monitorização de toda a área do estuário, pelo que, neste estudo, apenas a zona Norte da margem esquerda do estuário do Tejo foi monitorizada regularmente, sendo designada como “área de estudo” (Figura 1). No entanto, outras áreas ao longo de todo o estuário do Tejo foram pontualmente monitorizadas de forma a averiguar se os indivíduos não ouvidos na área de estudo estariam a utilizar outras zonas do estuário. Não foram registadas quaisquer aves marcadas nas visitas efectuadas fora da área de estudo.

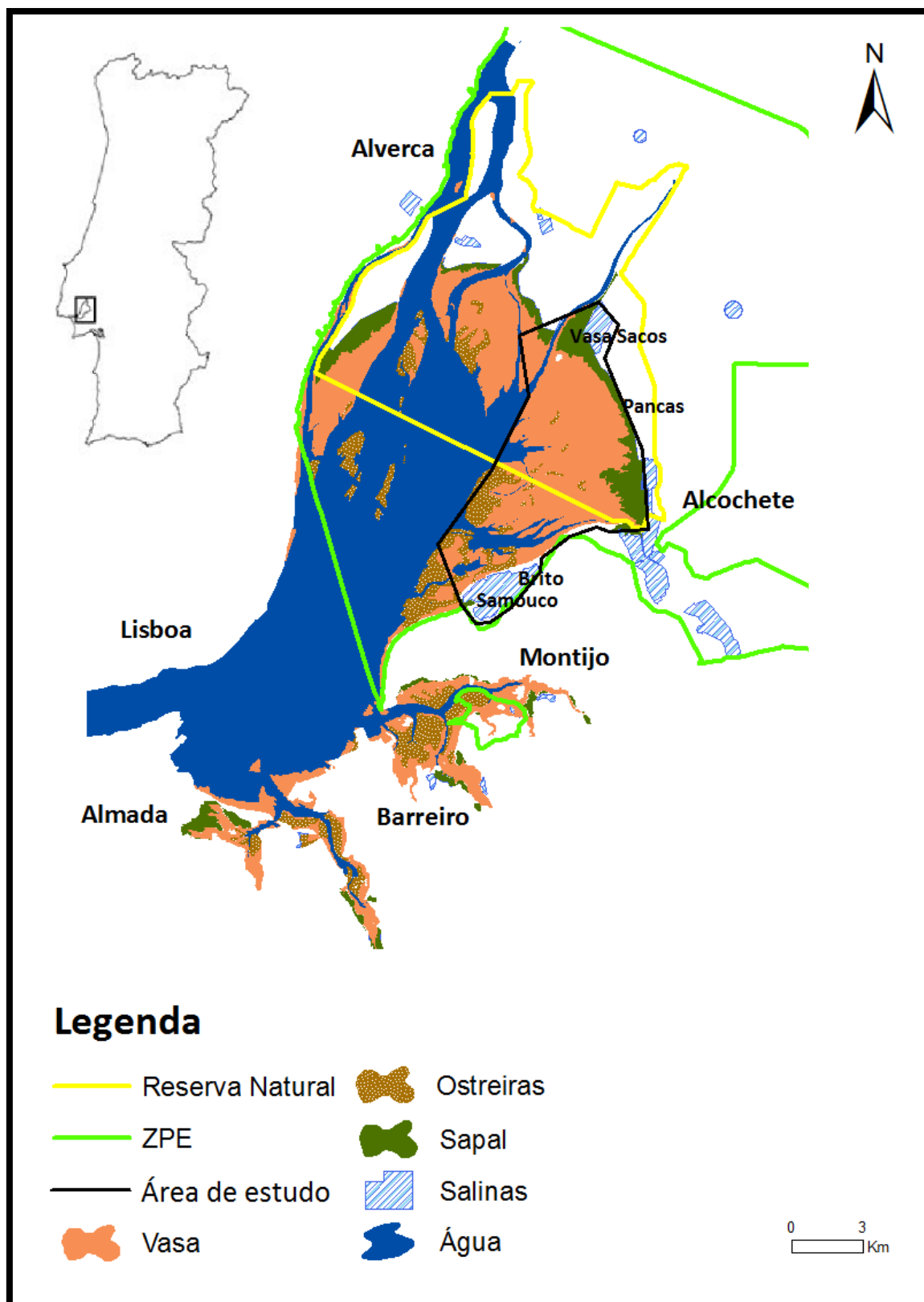


Figura 1. Estuário do Tejo com a representação dos tipos de substrato predominantes nas zonas de alimentação (zonas intertidais) e nos refúgios de preia-mar. Estão assinalados os principais locais de refúgio para as aves limícolas (Vasa Sacos, Pancas, Brito e Samouco) e os limites das áreas classificadas como Reserva Natural, Zona de Protecção Especial (ZPE) e da área de estudo.

A espécie estudada

O pilrito-de-peito-preto *Calidris alpina* é uma limícola de pequenas dimensões (comprimento: 16 a 22 cm, envergadura: 35 a 40 cm), cuja plumagem de inverno tem tons que variam entre o castanho e o cinzento nas partes superiores que contrastam com as partes inferiores brancas (Figura 2); na primavera e no verão, a sua plumagem nupcial apresenta as partes superiores castanhas avermelhadas e o peito fortemente listrado com uma mancha preta característica no ventre (Figura 3). Apresenta também um bico longo e recurvado (mais longo que o do pilrito-pequeno *Calidris minuta* mas mais curto que o do pilrito-de-bico-comprido *Calidris ferruginea*). Os juvenis possuem um padrão castanho bastante contrastante no dorso, e distinguem-se pelos seus flancos com muitas pintas cinzentas. O chamamento em voo, um som monossilábico, é uma das chaves para a sua identificação. Já os chamamentos emitidos quando em bandos são um pio agudo “biip-biip, biip-biip, ...” curto e murmurado. (Gooders & Harris 1996).



Figura 2. Pilrito-de-peito-preto, plumagem de inverno.



Figura 3. Pilrito-de-peito-preto, plumagem nupcial.

É uma das espécies mais abundantes das zonas húmidas costeiras Portuguesas, onde ocorre como invernante e migrador de passagem. Contudo alguns indivíduos não reprodutores podem ser vistos durante todo o ano. Os estuários do Tejo e do Sado, a Ria de Aveiro e a Ria Formosa albergam a maioria da população invernante no nosso país, que se estima em mais de 62.000 indivíduos (Lopes 2004).

Metodologia de campo

Captura e marcação das aves

Nos meses de Janeiro, Março e Abril de 2010 foram capturados indivíduos de pilrito-de-peito-preto em três dos mais importantes locais de refúgio na zona Norte da margem esquerda do estuário do Tejo: nas salinas de Vasa Sacos (38°49'N, 8°56'W), na zona de vasa próxima do sapal de Pancas (38°48'N, 8°56'W) e nas salinas do Brito (38°44'N, 8°58'W) (Figura 5). Os locais de refúgio de Vasa Sacos e do Brito são salinas que tiveram uma actividade salineira intensiva até aos anos 70 do século passado (Rufino & Neves 1992). Actualmente, estas salinas são usadas, respectivamente, para exploração de camarinha e para exploração artesanal de sal. Já o local de refúgio de Pancas é uma zona de vasa negra compacta, que se mantém a descoberto durante as marés de menor amplitude, adjacente a uma extensa zona de sapal. Os locais de captura foram seleccionados, principalmente, pelo elevado número de indivíduos regularmente observado durante os períodos de preia-mar e pelo facto de reunirem as condições de tranquilidade e isolamento que permitiram instalar redes ou armadilhas

com pouca perturbação no comportamento dos indivíduos. As salinas do Samouco, pela sua proximidade às salinas do Brito, foram monitorizadas enquanto local de refúgio.

Nos refúgios de Vasa Sacos e Pancas recorreu-se à técnica de captura com redes verticais japonesas (*mist-nets*) colocadas durante a baixa-mar, à noite. À medida que a maré começa a encher as aves são forçadas a voltar para as zonas de refúgio e, dada a pouca visibilidade, ficam retidas nos bolsos das redes. Após serem retirados das redes, todos os indivíduos foram medidos, pesados e foi-lhes colocada uma anilha metálica com um código alfanumérico e uma combinação individual constituída por 4 anilhas de cor (Figura 4). Posteriormente, a cada indivíduo foi associado um registo com as várias informações recolhidas: dados biométricos, estado da muda, idade, local, data e hora de captura.

No refúgio do Brito as aves foram capturadas através de uma técnica similar à técnica de redes-canhão (*cannon-netting*) diferindo desta pela forma como a rede é projectada. Esta técnica usa como mecanismo de propulsão para projectar a rede uma besta. A rede é fixa ao virotão que, ao ser disparado, abre rapidamente sobre os indivíduos que se encontram no raio de acção. Todo o restante processo de recolha de dados relativos às aves é igual ao descrito anteriormente para os outros refúgios.

Nas aves que apresentaram um peso mínimo de 40 g foram colocados radiotransmissores, tendo-se marcado um total de 37 indivíduos (Figura 4). Os radiotransmissores tinham um peso de 1,4 g e um tempo médio de duração da bateria de 6-7 semanas (Pip3 Ag392 - Biotrack). Cada radiotransmissor emitia numa frequência particular, dentro da gama dos 150 e 151 MHz. Os radiotransmissores foram colocados no dorso das aves, fixos à base das penas com cola de ciano-acrilato. A percentagem relativa do peso do radiotransmissor relativamente ao peso corporal dos indivíduos marcados foi em média de 3%.



Figura 4. A – Pilrito-de-peito-preto marcado com uma combinação individual de 4 anilhas de cor; B – Radiotransmissor colocado no dorso da ave; C – Radiotransmissor escondido na plumagem; D – Libertação da ave.

Rádio-telemetria

Foram montadas três estações fixas de rádio-telemetria em locais estrategicamente seleccionados: Vasa Sacos ($38^{\circ}49'32,48''\text{N}$, $8^{\circ}56'50,43''\text{W}$), Pancas ($38^{\circ}48'14,14''\text{N}$, $8^{\circ}55'54,76''\text{W}$) e Alcochete ($38^{\circ}45'30,12''\text{N}$, $8^{\circ}57'24,71''\text{W}$; Figura 5), de modo a cobrir a maior área de intertidal com sobreposição de alcance entre si. Cada estação fixa era constituída por um par de antenas Yagi de 5 elementos montadas em paralelo no cimo de uma estrutura metálica com 6,5m, um sistema de nulo (*null-peak* Telonics Tac-5), uma mesa com um transferidor e um rádio-receptor (Telonics TR-5). Foram ainda desenvolvidas duas estruturas que permitiram operar duas antenas móveis de forma a garantir, sempre que necessário, a verificação da presença das aves fora da área de cobertura das antenas fixas. As duas estações móveis, quando utilizadas, foram montadas na grande maioria das vezes, na Ponta-da-Erva ($38^{\circ}50'3,75''\text{N}$, $8^{\circ}58'1,29''\text{W}$), no Brito ($38^{\circ}44'59,77''\text{N}$, $8^{\circ}58'12,66''\text{W}$), na Seca-do-

Bacalhau (38°44'41,26"N, 8°58'57,12"W) e nas Hortas (38°45'38,23"N, 8°56'15,88"W; Figura 5). Cada estrutura móvel era constituída por um par de antenas Yagi de 2 elementos montadas em paralelo no cimo de um tripé metálico de 4,5m, um sistema de nulo (Telonics Tac-5), uma base com um transferidor e um rádio-receptor (Telonics TR-5). A partir das estações fixas foi possível cobrir grande parte da área de estudo. Por outro lado, as estações móveis permitem, como o próprio nome indica, mobilidade, pelo que possibilitam a qualquer momento a monitorização de áreas que as estações fixas não alcançam. A desvantagem destas estruturas prende-se com o seu menor raio de alcance e também a necessidade de montagem e desmontagem da estrutura, logo um tempo despendido superior em cada sessão de rádio-telemetria. Os dois sistemas em conjunto permitiram cobrir a totalidade da área de estudo.

Os indivíduos com radiotransmissores foram localizados com recurso à técnica de triangulação (White & Garrot 1990). A partir de duas, por vezes três, estações de recepção de rádio-telemetria registou-se, em cada antena, a direcção da proveniência do sinal emitido pelos radiotransmissores. Aquando da triangulação foram registadas, rigorosamente à mesma hora, as direcções do *null-peak* de acordo com o ângulo relativamente ao grau zero do transferidor de cada antena. Posteriormente, o azimuth relativamente ao Norte foi calculado com base nessa direcção e num ângulo de calibração sobre uma localização conhecida obtida em cada sessão de rádio-telemetria. Em cada sessão de rádio-telemetria eram também registados outros parâmetros como as condições meteorológicas, a intensidade e direcção do vento e obrigatoriamente, o nome da estação de rádio-telemetria, os dados de calibração da estação, a data e hora de início da sessão. Não foram realizadas sessões de rádio-telemetria em dias com condições climáticas adversas (*e.g.* chuva intensa, trovoadas) pelos potenciais riscos associados.

Os azimuths obtidos por rádio-telemetria foram posteriormente convertidos em coordenadas UTM com o programa LOAS 4.0 (Ecological Software Solutions LLC. www.ecostats.com) e as coordenadas UTM foram convertidas no sistema de coordenadas *Hayford-Gauss datum Lisboa (militar)*.

Nos refúgios de preia-mar foram colocadas 6 estações automáticas de rádio-telemetria (*ARTS – automated radio-tracking systems*): em Vasa Sacos (2), Pancas (2),

Brito (1) e Samouco (1) (Figura 5). Cada estação automática de rádio-telemetria era constituída por um painel solar e uma bateria (fornecedores de energia), uma caixa com um receptor, um *laptop* para armazenamento dos dados e uma antena montada numa estrutura de 4-5 m. Este equipamento efectua o registo contínuo das frequências pré-definidas, permitindo monitorizar a presença das aves num raio aproximado de 1 km. Os radiotransmissores dos indivíduos marcados foram procurados em ciclos de 24 horas: para cada frequência foram feitas quatro leituras de cinco segundos cada, o que perfaz um tempo de procura de 20 segundos entre cada rádio. Os indivíduos monitorizados durante o período de inverno foram sondados, aproximadamente, a cada 6 minutos; os indivíduos monitorizados durante o período da migração foram sondados, aproximadamente, a cada 12 minutos. Desta forma, foi possível determinar quais os refúgios que as aves mais utilizaram durante o estudo.

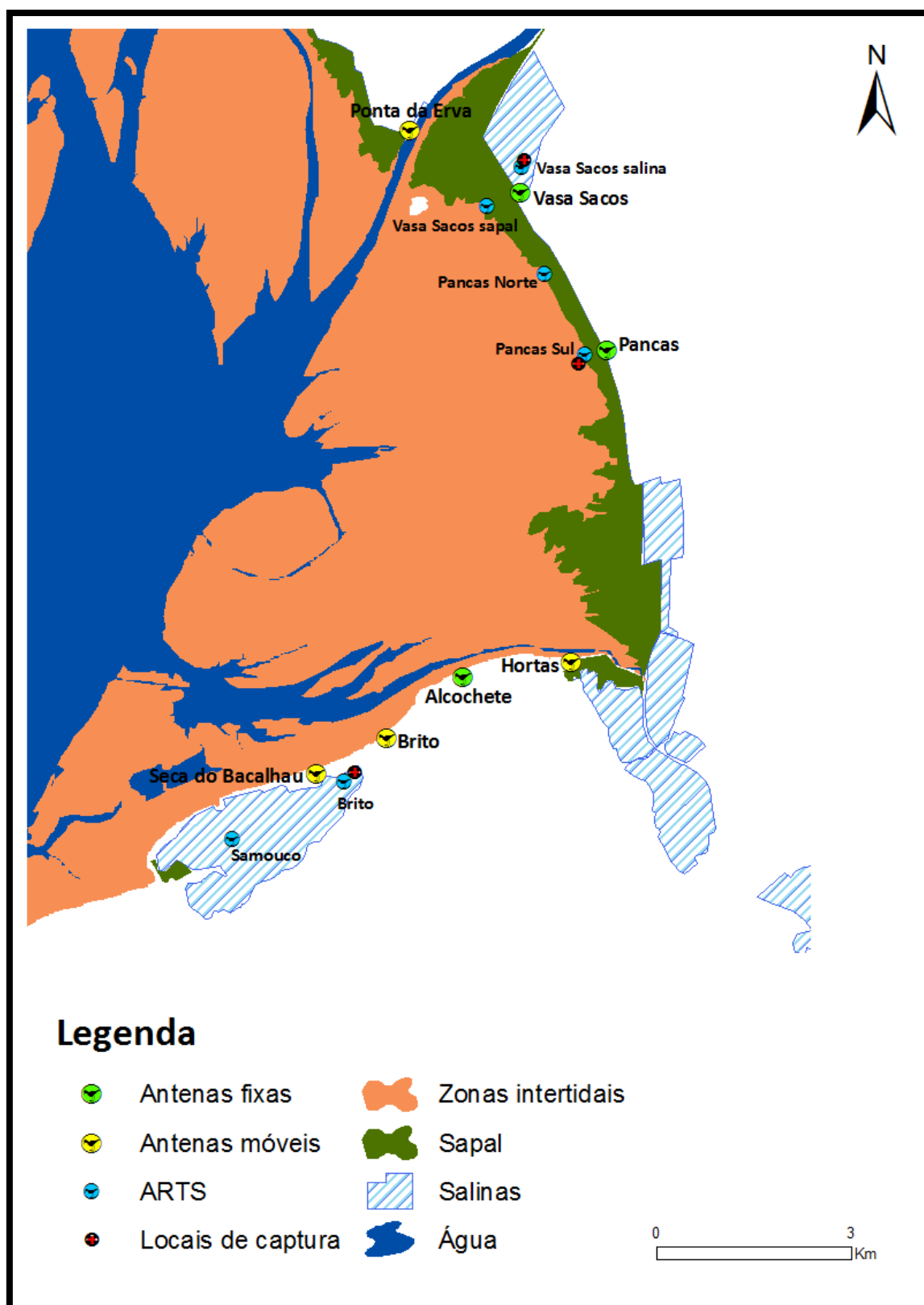


Figura 5. Área de estudo com a representação das zonas de alimentação (zonas intertidais), dos refúgios de preia-mar, da localização das estruturas de apoio à rádio-telemetria (antenas fixas, móveis e ARTS) e dos locais de captura.

O seguimento dos indivíduos por rádio-telemetria realizou-se em 2010 durante três períodos distintos: do início de Fevereiro a finais de Março e início de Março a meados de Abril para o período de inverno, e do final de Abril a meados de Maio para o período de primavera ou migração. Os seguimentos foram efectuados no intervalo de tempo de 3 horas e 30 minutos antes e após o pico de maré baixa, normalmente, uma vez ao dia e sempre durante o período diurno.

Metodologia de análise

As localizações foram divididas em função dos diferentes períodos da época em que foram obtidas, e em função do local de refúgio onde os indivíduos foram capturados. Foram considerados dois locais de refúgio para o efeito: complexo “Vasa Sacos e Pancas” (VSP) e o complexo “Brito e Samouco” (BS). Os grupos foram então designados como, grupo de inverno VSP, grupo de inverno BS e grupo da migração VSP.

Nos cálculos realizados optou-se por utilizar a totalidade das localizações obtidas sem eliminar *a priori* dados possivelmente correlacionados. O erro associado à autocorrelação de dados, que se traduz numa subestimação do tamanho das áreas vitais (White & Garrot 1990) pode, segundo alguns estudos, ser inferior ao obtido aquando da utilização de dados estatisticamente independentes (Swihart & Slade 1997). De Solla *et al.* (1999) demonstraram para o método de kernel que a autocorrelação dos dados não é um problema para a análise. Também Seaman *et al.* (1999) mostraram que o tamanho da amostra (número de localizações) é mais importante que a independência entre as localizações. Para Swihart & Slade (1997) o uso exclusivo de localizações independentes é desnecessário quando a dimensão das áreas vitais são estimadas pelo método do mínimo polígono convexo (MPC) ou pelo método de kernel.

Para efeitos de análise só foram seleccionados os indivíduos para os quais se obtiveram pelo menos oito localizações durante o período de estudo, independentemente do número de dias em que as mesmas foram obtidas.

Tamanho mínimo da amostra

Para determinar qual o tamanho mínimo da amostra adequado para estimar com rigor as áreas vitais recorreu-se ao teste do *minimum convex polygon sample size bootstrap*, da extensão *animal movement program* (Hooge & Eichenlaub 1997), do *software* de sistemas de informação geográfica ArcView 3.2. Este teste examina a média e o erro padrão da área vital estimada (através do MPC) em função de um tamanho crescente da amostra. Os valores são apresentados sob a forma de um gráfico que relaciona a estimativa da área vital com o número de localizações obtidas para cada indivíduo, e são também apresentando os erros padrão que lhe estão associados. Para maior robustez dos resultados o teste calcula um número de replicados da estimativa da área vital (definido pelo utilizador) e possibilita a escolha do tamanho da amostra (nunca inferior a 3) para início da simulação, bem como o intervalo dessa simulação. Optou-se por utilizar 100 replicados a intervalos de 3 localizações, com início numa amostra de 3 localizações, para os indivíduos com amostras de maiores dimensões (151,029 e 151,050). Para os restantes indivíduos (com amostras reduzidas: 8 a 17) foram utilizados 100 replicados a intervalos unitários, com início numa amostra de 3 localizações. Estes valores foram seleccionados de forma a otimizar a fiabilidade dos resultados obtidos, sem comprometer a capacidade de representação gráfica, extremamente útil na sua interpretação. Nesta análise foram utilizadas, para cada indivíduo, todas as localizações obtidas e seleccionadas durante o estudo.

De salientar que o *software* utilizado aplica este teste apenas ao método do MPC.

Dimensão das áreas vitais e dos centros de actividade

A definição de área vital mais aceite é a de Burt (1943) que a descreve como a área mais ou menos restrita dentro da qual o animal se movimenta quando realiza as suas actividades normais de rotina. No entanto, e uma vez que as “actividades normais” de um animal dependem naturalmente da fase do seu ciclo de vida, é essencial especificar o período de tempo ao longo do qual foi medida a sua área vital para definir perfeitamente este conceito (*e.g.* White & Garrot 1990). No âmbito deste

estudo, considerou-se a área vital de um indivíduo as áreas de uso na zona intertidal (durante a actividade alimentar e, portanto, durante os períodos de baixa-mar) que contêm 95% das localizações (para o método do MPC) ou 95% de probabilidade de ocorrência (para o método de kernel).

O MPC define a área vital como o menor polígono convexo que englobe todas as localizações do animal (Harris *et al.* 1990). Este método tem a vantagem de ser o mais robusto quando há poucas localizações, não ser afectado por dados autocorrelacionados e ser o único totalmente comparável entre estudos (Harris *et al.* 1990). Apresenta como desvantagens, a sobrestimação das áreas vitais, quando os animais efectuem grandes deslocações e/ou quando tendem a realizar saídas ocasionais longe das suas zonas de actividade normal (levando à inclusão de grandes áreas que nunca são realmente visitadas pelos animais) e o facto de não fornecer qualquer informação sobre a intensidade de utilização da área vital (Harris *et al.* 1990; Seaman *et al.* 1999). Pela simplicidade gráfica e de utilização e ainda pela sua proeminência histórica é um dos métodos mais utilizados em estudos de ecologia espacial.

Para o MPC excluíram-se 5% das localizações mais exteriores, consideradas ocasionais e por isso sem grande relevância comportamental, considerando como centro a média harmónica em vez da média aritmética, por se considerar aquela como uma medida mais realista e com maior significado biológico (White & Garrot 1990). Assim, calcularam-se os MPC para 95% das localizações.

Por outro lado, para descrever a configuração da área vital (*i.e.* a intensidade de uso dentro da área vital) recorreu-se a um método baseado em densidades de localizações.

O método de kernel é um método probabilístico e baseia-se na quantificação da distribuição de utilização (UD) de um animal, ou seja, define a área vital como a área em que há uma dada probabilidade de encontrar um animal (Worton 1989; Powell 2000). É um método não paramétrico e portanto não assume nenhum pressuposto acerca da distribuição inerente aos dados, ou seja, não apresenta qualquer tipo de constrangimento acerca da forma, localização e número de centros de actividade. Apresenta como principal limitação a necessidade de um número

mínimo de localizações elevado ($n \geq 50$), pois o tamanho da área vital tende a ser sobrestimada aquando de amostras reduzidas (Seaman & Powell 1996; Seaman *et al.* 1999). Foi utilizado o método de kernel fixo com o parâmetro de alisamento estimado pelo método *LSCV* (*Least Squares Cross Validation*), por ser aquele que dá melhores estimativas da área vital (Worton 1989; Seaman & Powell 1996; Seaman *et al.* 1999; Powell 2000). Calcularam-se as áreas de 95% de probabilidade de ocorrência (áreas vitais) e de 50% de probabilidade de ocorrência (centros de actividade).

Como “centro de actividade” compreende-se as áreas mais frequentemente utilizadas pelos animais, o que do ponto de vista analítico correspondem às áreas da distribuição de utilização que apresentam uma elevada probabilidade de uso (Kenward 1987).

As áreas vitais e os centros de actividade foram determinados recorrendo a uma extensão específica, *home range tools*, do *software* de sistemas de informação geográfica *ArcGis* 9.3.

A opção em calcular as áreas vitais recorrendo a dois métodos distintos deve-se às vantagens e desvantagens de cada um dos métodos, e é uma prática comum nos estudos de estimativa de áreas vitais.

Sobreposição de áreas ocupadas

Depois de calculadas as áreas vitais e os centros de actividade foram calculadas as dimensões das áreas de sobreposição entre todos os indivíduos de cada grupo. Foi ainda calculada a dimensão da área de sobreposição da área total ocupada pelas áreas vitais de todos os grupos. Estes valores foram posteriormente convertidos para percentagens de área sobreposta.

Distâncias percorridas

As distâncias totais percorridas pelos indivíduos monitorizados foram obtidas somando as distâncias percorridas nas zonas de alimentação e as distâncias percorridas entre as zonas de alimentação e os refúgios (uma viagem, dois percursos, por cada dia de amostragem).

A distância percorrida nas zonas de alimentação foi determinada recorrendo à extensão *XTools Pro* do *ArcGis* 9.3. A tabela associada ao resultado gráfico permite saber qual o comprimento da recta traçada, *i.e.*, a distância do percurso entre duas localizações consecutivas. Os valores assim obtidos subestimam as distâncias reais percorridas, dado que pressupõem um trajecto linear entre localizações sucessivas.

A distância ao local de refúgio a que as aves se alimentaram foi determinada recorrendo à extensão *Analysis Tools* do *ArcGis* 9.3. Como resultado é criado um ficheiro com as distâncias entre cada uma das localizações e o local de refúgio considerado. Foram calculadas as distâncias médias e máximas ao refúgio utilizado para todos os indivíduos monitorizados. Posteriormente, definiram-se áreas de 500 em 500 metros em redor dos locais de refúgio e foi determinada a proporção de localizações referente a cada classe de distância, de forma a analisar a que distância do local de refúgio se concentra o maior número de localizações.

Análise estatística

Para avaliar possíveis diferenças no tamanho das áreas vitais e dos centros de actividade, e diferenças nas distâncias percorridas pelos indivíduos recorreu-se a testes estatísticos não paramétricos.

As estimativas das dimensões da área vital e das dimensões dos centros de actividade calculadas pelo método do mínimo polígono convexo e pelo método de kernel foram comparadas através do teste de *Wilcoxon*.

As dimensões das áreas vitais e dos centros de actividade dos três grupos considerados foram comparadas duas a duas por meio de testes de *Wilcoxon-Mann-Whitney*, ou seja, foram comparados os indivíduos do grupo de inverno VSP com os indivíduos do grupo da migração (VSP), e foram comparados, entre si, os indivíduos dos dois grupos de inverno (BS e VSP).

A distância total percorrida, a distância percorrida nas zonas de alimentação e a distância média e máxima ao local de refúgio a que os indivíduos se alimentaram, para os 3 grupos considerados (inverno VSP, inverno BS e migração VSP), foram comparados dois a dois, novamente através do teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney*.

Foram comparados os indivíduos do grupo de inverno VSP com os indivíduos do grupo da migração (VSP), e foram comparados, entre si, os indivíduos dos dois grupos de inverno (BS e VSP).

Os indivíduos do grupo de inverno BS e do grupo da migração VSP não foram comparados entre si, uma vez que, são de diferentes períodos e também de diferentes refúgios.

Resultados

Ao longo de 3 sessões de anilhagem foram capturados 96 indivíduos de pilrito-de-peito-preto (60 em Vasa Sacos, 22 em Pancas e 14 no Brito), dos quais 37 foram seguidos por rádio-telemetria: 19 no inverno (12 de Vasa Sacos e 7 do Brito) e 18 no período da migração (8 de Vasa Sacos e 10 de Pancas). Todos os indivíduos com radiotransmissores capturados nos meses de Janeiro e Março foram classificados como invernantes e os indivíduos com radiotransmissores capturados no mês de Abril foram classificados como migradores, à exceção de cinco indivíduos, que foram classificados também como invernantes com base nos resultados de análises de isótopos estáveis (Catry *et al.* 2012). De entre os indivíduos marcados com radiotransmissores (n=37), apenas 12 foram considerados para análise (Tabela 1). As causas de eliminação da análise dos restantes 25 indivíduos foram as seguintes: queda confirmada do radiotransmissor (n=1), radiotransmissores nunca ouvidos (n=5), radiotransmissores em que o número de localizações foi inferior a oito (n=13) e outras causas (n=6).

Tabela 1. Número de indivíduos considerado para as análises realizadas no âmbito do trabalho e número médio de localizações por indivíduo \pm desvio-padrão para a totalidade do tempo de estudo. BS – complexo de Brito e Samouco; VSP – complexo Vasa Sacos e Pancas.

	N.º indivíduos	N.º médio de localizações (total)
Inverno BS	04	22,50 \pm 15,26
Inverno VSP	04	13,25 \pm 5,25
Migração VSP	04	8,75 \pm 0,96
Total	12	14,83 \pm 10,35

Num total de 137 ciclos de varrimento a todas as frequências dos radiotransmissores, ao longo de 41 dias de monitorização, foram obtidas 178 localizações para todos os indivíduos observados (Figura 6).

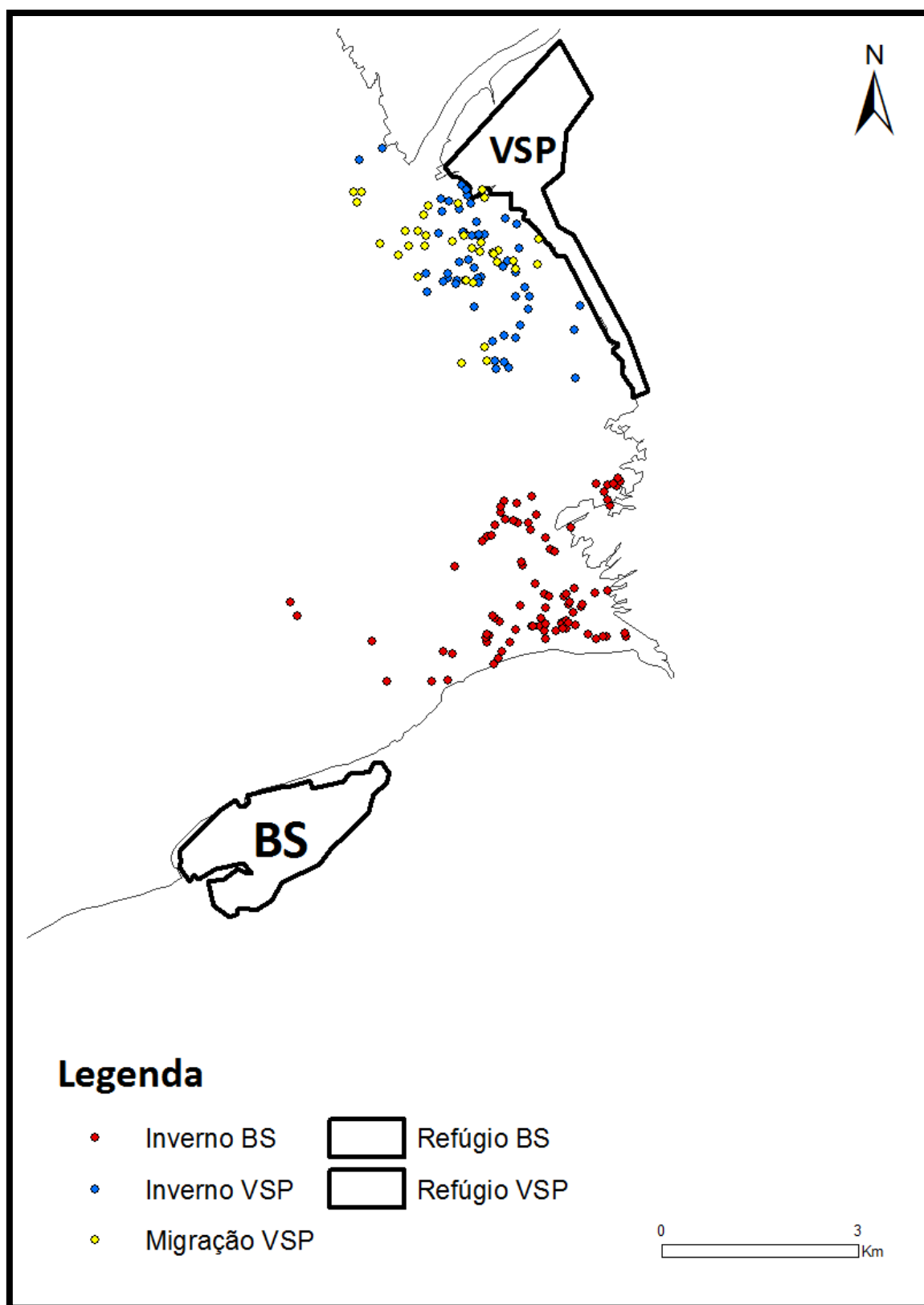


Figura 6. Totalidade das localizações de pilrito-de-peito-preto obtidas e seleccionadas para os três grupos analisados (inverno BS, inverno VSP e migração VSP). Estão indicados os refúgios de preia-mar monitorizados (refúgio BS – complexo de Brito e Samouco; refúgio VSP – complexo de Vasa Sacos e Pancas).

Nas figuras 7 e 8 pode-se visualizar, respectivamente, a percentagem de localizações obtidas consoante o progresso da maré e a percentagem de localizações obtidas consoante o tipo de maré.

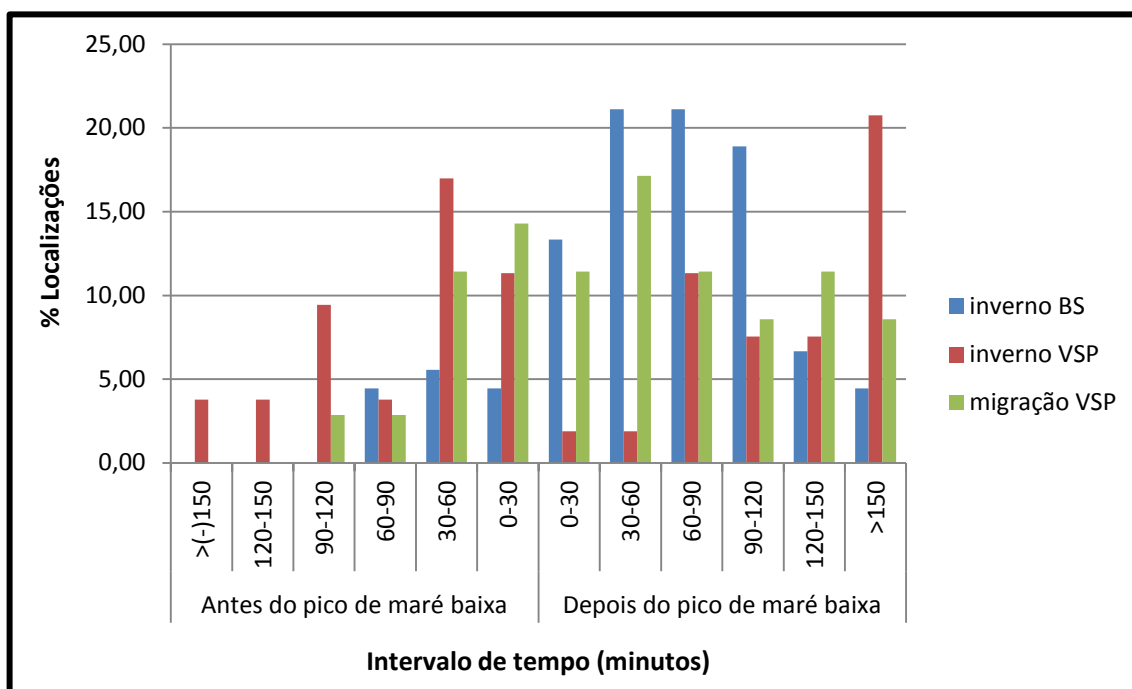


Figura 7. Percentagem do número total de localizações de pilrito-de-peito-preto obtidas, a cada intervalo de 30 minutos ao longo da escala temporal definida para a realização das sessões de rádio-telemetria (n=12).

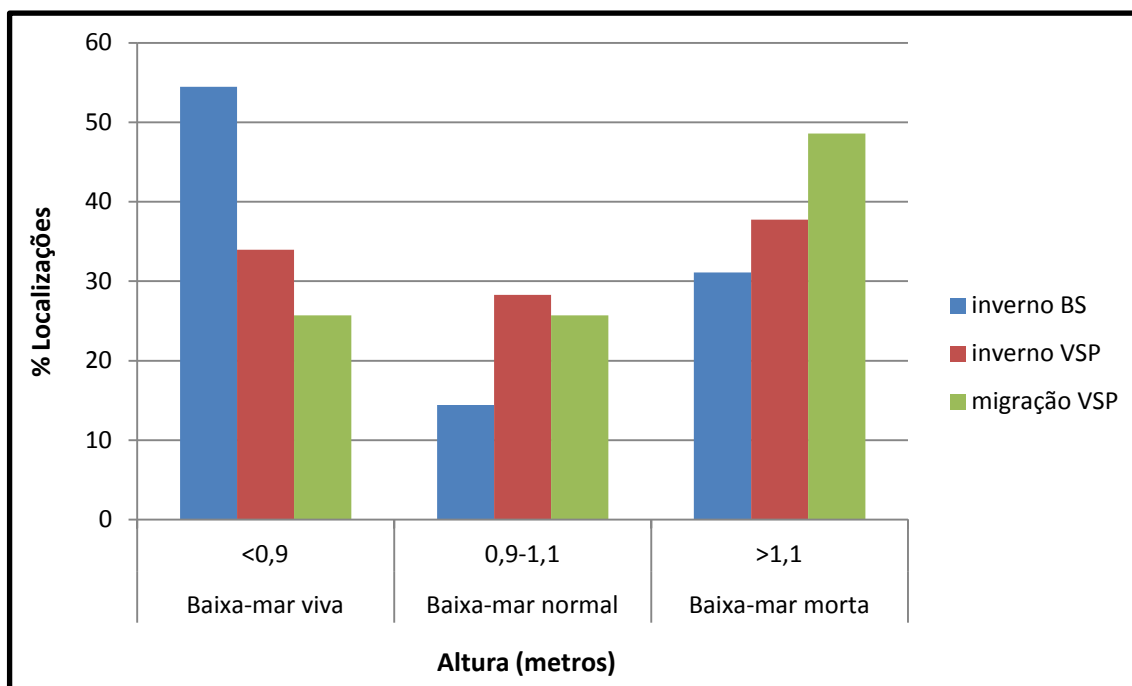


Figura 8. Percentagem do número total de localizações de pilrito-de-peito-preto obtidas de acordo com a altura do pico de maré dos períodos de baixa-mar (n=12).

Com base numa análise preliminar, os indivíduos monitorizados ao longo do estudo utilizaram sempre o mesmo refúgio. De acordo com os dados obtidos com as estações de rádio-telemetria automática, as aves capturadas em Vasa Sacos e em Pancas só foram localizadas no complexo “Vasa Sacos e Pancas” (VSP) e as aves capturadas no Brito só foram localizados no complexo “Brito e Samouco” (BS) (Anexo I). Estes resultados sugerem que as aves tendem a utilizar sempre o mesmo refúgio enquanto permanecem no estuário do Tejo, à semelhança do que foi documentado por outros autores (*e.g.* Dias *et al.* 2006a).

Dimensão das áreas vitais e dos centros de actividade

Para quase todos os indivíduos monitorizados o tamanho da amostra foi insuficiente para permitir uma análise fiável das áreas vitais (Anexo II), sendo que, apenas o indivíduo com o radiotransmissor 151,029 apresentou um número de localizações suficiente (igual a 33) para se poder estimar com rigor a área vital (Figura 9).

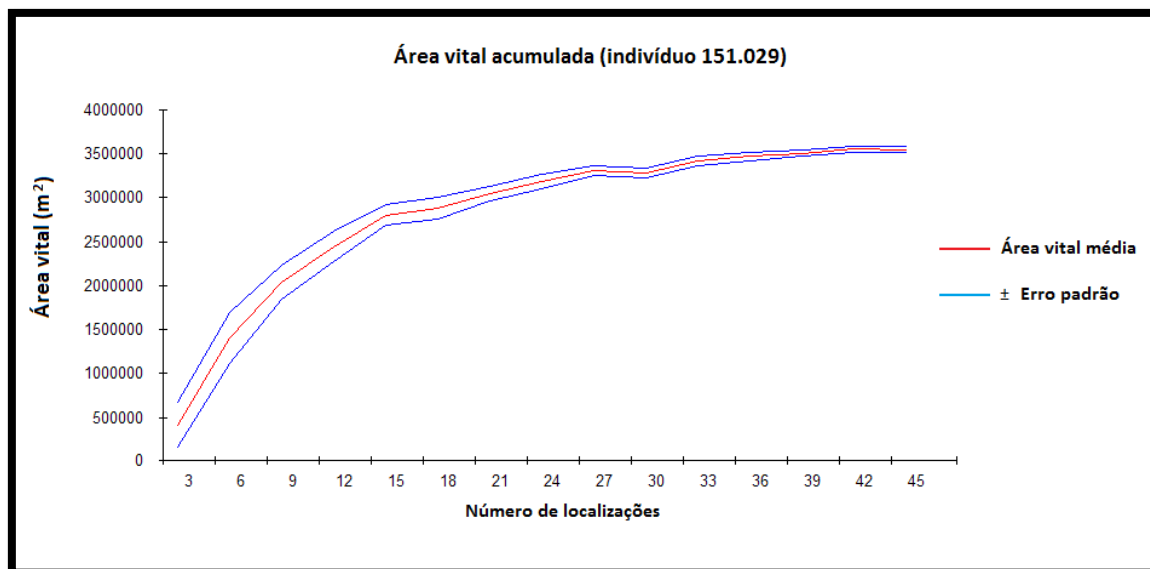


Figura 9. Área vital acumulada calculada pelo mínimo polígono convexo em função do número de localizações obtidas para o indivíduo com o radiotransmissor 151,029 ($n = 45$, 100 replicados de áreas vitais estimados de 3 em 3 localizações).

Apesar destes constrangimentos, todos os resultados obtidos no cálculo das áreas vitais com o método do MPC e no cálculo das áreas vitais e dos centros de actividade pelo método de kernel são apresentados de seguida.

Os valores obtidos para as áreas vitais de acordo com estas duas metodologias estão indicados na Figura 10. Os valores estimados para os centros de actividade encontram-se representados na Figura 11.

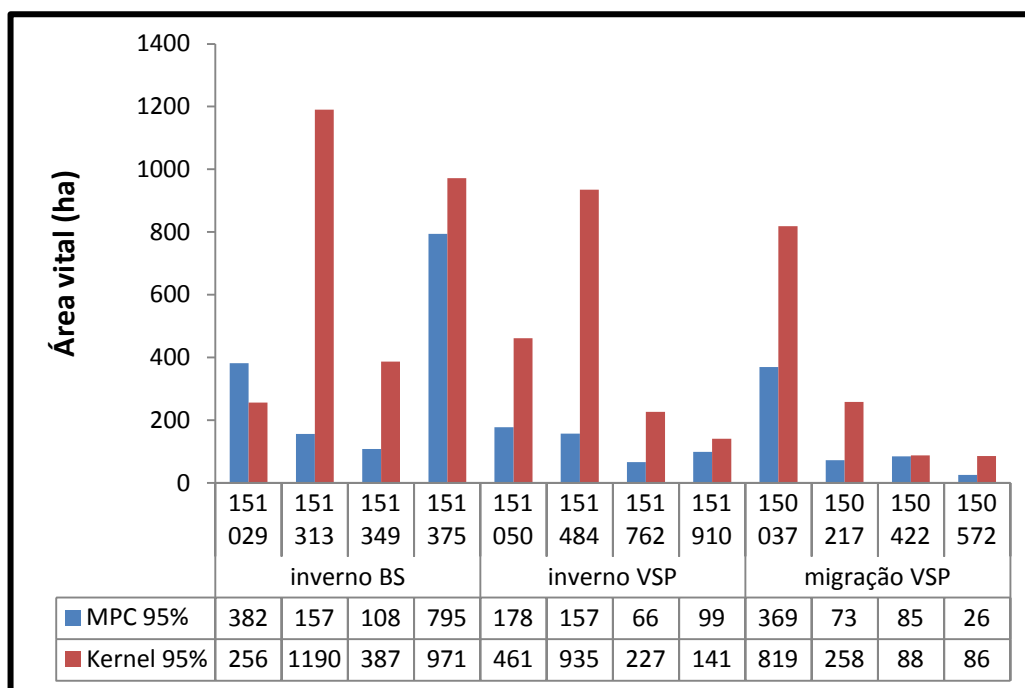


Figura 10. Dimensão das áreas vitais calculadas pelo método do mínimo polígono convexo (MPC), considerando 95% das localizações, e pelo método de kernel, para 95% de probabilidade de ocorrência, para todos os indivíduos dos três grupos analisados. Os valores são apresentados em hectares.

Verifica-se pela análise da Figura 10 que os valores calculados para as áreas vitais pelo método de kernel são em média 57% mais elevados do que os valores calculados para as áreas vitais pelo método do MPC, com especial destaque para os indivíduos com os radiotransmissores 151,313 (grupo inverno BS) e 151,484 (grupo inverno VSP). Com efeito, o teste de *Wilcoxon* apresentou diferenças significativas ($T = 4$, $p = 0,0060$, $n = 12$) quando comparadas as dimensões das áreas vitais estimadas pelo método de kernel (média \pm desvio padrão: $484,99 \pm 388,97$) e pelo método do MPC (média \pm desvio padrão: $207,84 \pm 216,36$).

Os indivíduos do grupo de inverno BS apresentaram em média áreas vitais de maiores dimensões que os outros dois grupos, que curiosamente utilizaram o refúgio

VSP (Tabela 2). Já entre estes dois grupos (inverno VSP e migração VSP), os valores exibidos foram bastante semelhantes (Tabela 2).

Tabela 2. Comparação da dimensão média (\pm desvio padrão) da área vital estimada para os três grupos analisados (inverno BS, inverno VSP e migração VSP) pelo método do mínimo polígono convexo (MPC) com 95% das localizações, e pelo método de kernel com 95% de probabilidade de ocorrência. Os valores são apresentados em hectares.

	DIMENSÃO			
	Inverno BS	Inverno VSP	Migração (VSP)	Total
MPC				
95%	360,28 \pm 313,13	125,02 \pm 51,36	138,23 \pm 156,11	207,84 \pm 216,36
Kernel				
95%	701,34 \pm 450,45	441,04 \pm 356,25	312,58 \pm 346,89	484,99 \pm 388,97

Com efeito, o teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney* não indicou diferenças significativas entre as áreas vitais dos indivíduos monitorizados durante o período de inverno VSP e os indivíduos monitorizados durante o período da migração (VSP), nem para as áreas calculadas pelo MPC ($U = 6$ e $p = 0,564$), nem para as calculadas pelo método de kernel ($U = 5$ e $p = 0,386$). Quando comparados os dois períodos de inverno (inverno VSP e inverno BS) o teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney* também não indicou diferenças significativas entre as áreas vitais dos indivíduos monitorizados, nem para as áreas calculadas pelo método de kernel ($U = 4$ e $p = 0,248$), e curiosamente (as áreas vitais dos indivíduos do grupo BS foram em média 2,8 vezes maiores que as áreas vitais dos indivíduos do grupo VSP) nem para as áreas calculadas pelo MPC ($U = 4$ e $p = 0,248$).

Para o cálculo dos centros de actividade utilizou-se unicamente o método de kernel. O menor valor estimado foi de 15ha e o maior valor obtido de 334ha.

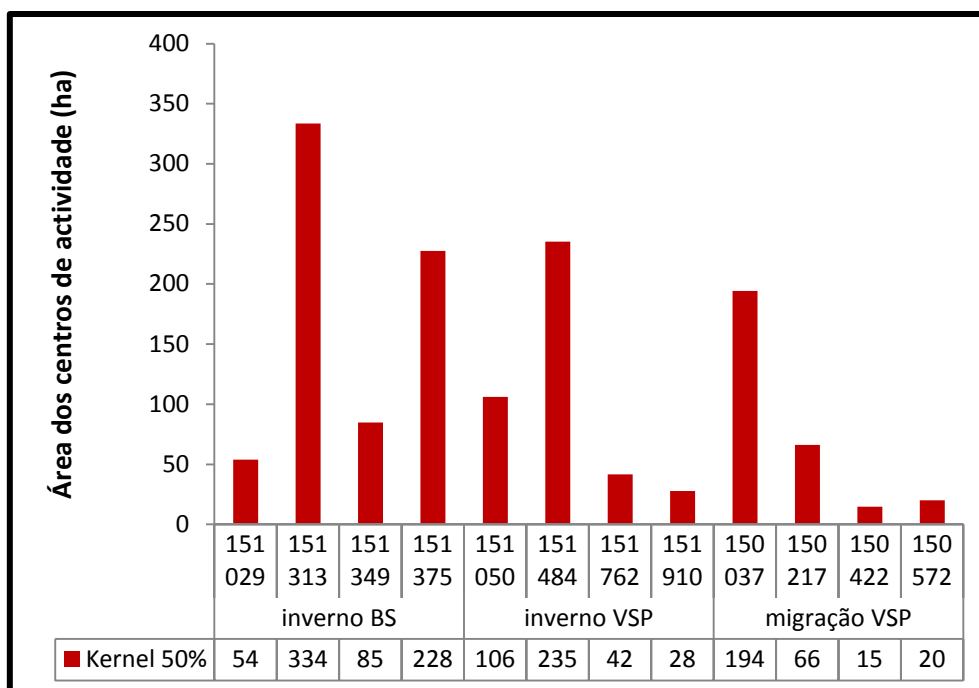


Figura 11. Dimensão dos centros de actividade calculados pelo método de kernel, para 50% de probabilidade de ocorrência, para todos os indivíduos dos três grupos analisados. Os valores são apresentados em hectares.

Tal como sucedeu para as áreas vitais, os indivíduos do grupo de inverno BS apresentaram em média centros de actividade de maiores dimensões que os indivíduos do grupo de inverno VSP e do grupo da migração (Tabela 3). Entre os indivíduos dos dois grupos que utilizaram o refúgio VSP, os valores apresentados em média, apesar de maiores para o grupo de inverno, foram considerados similares (Tabela 3).

Tabela 3. Comparação da dimensão média (\pm desvio padrão) dos centros de actividade estimados para os três grupos analisados (inverno BS, inverno VSP e migração VSP) pelo método de kernel com 50% de probabilidade de ocorrência. Os valores são apresentados em hectares.

	DIMENSÃO			
	Inverno BS	Inverno VSP	Migração VSP	Total
Kernel				
50%	175,00 \pm 130,04	102,68 \pm 94,78	73,82 \pm 83,62	117,16 \pm 104,61

Novamente, o teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney* não indicou diferenças significativas quando comparadas as dimensões dos centros de actividade, quer entre o grupo de inverno BS e o grupo de inverno VSP ($U = 5$ e $p = 0,386$), quer entre o grupo da migração e o grupo de inverno VSP ($U = 5$ e $p = 0,386$).

As áreas vitais e os centros de actividade encontram-se espacialmente representados para os indivíduos com os radiotransmissores 151,050 e 151,029 na Figura 12 e para os restantes indivíduos no Anexo III.

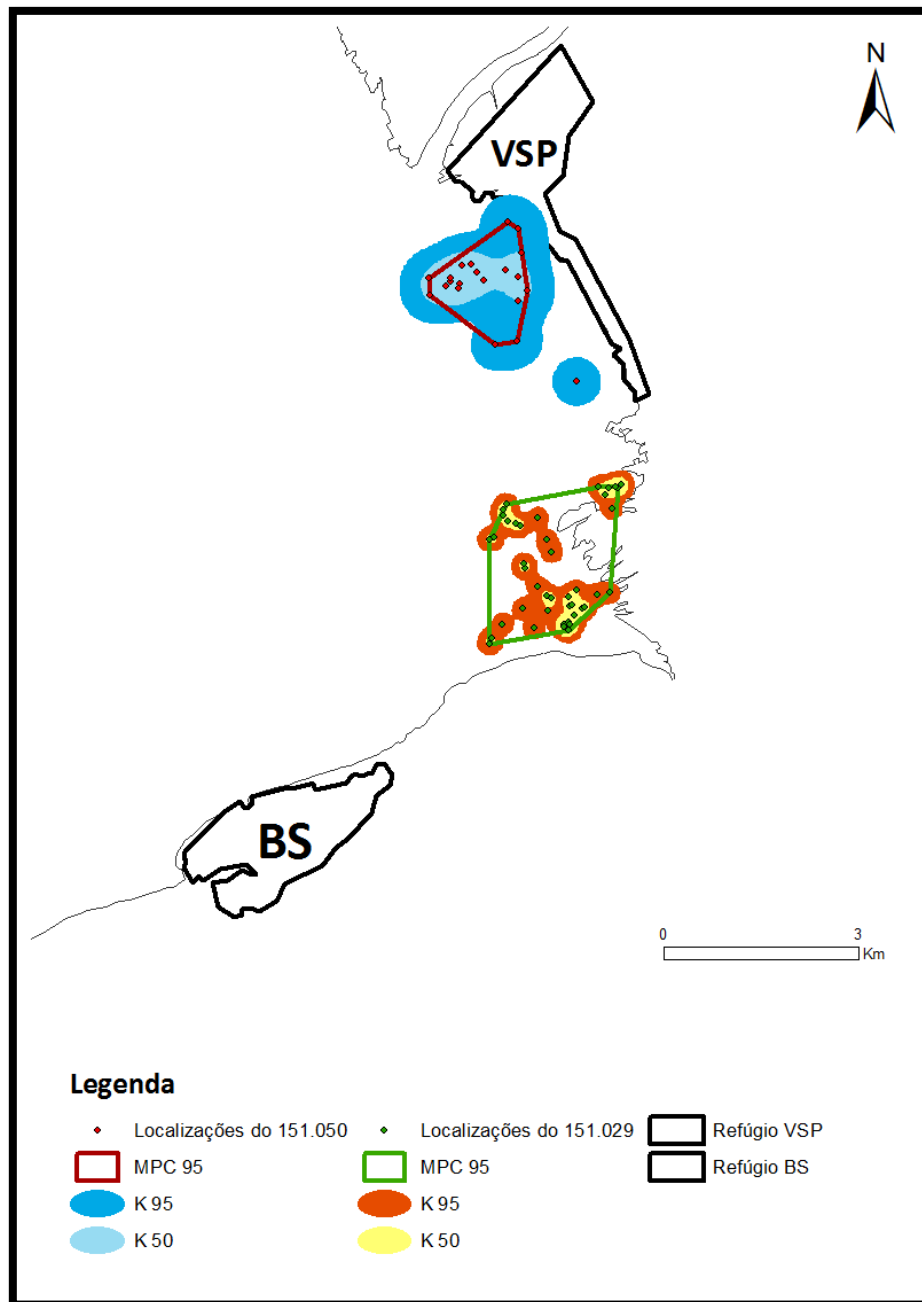


Figura 12. Contornos da área vital e dos centros de actividade dos indivíduos de pilrito-de-peito-preto com os radiotransmissores 151,050 (grupo de inverno VSP) e 151,029 (grupo de inverno BS) estimados pelos métodos do mínimo polígono convexo (MPC 95) e de kernel (K 95 e K 50). Está indicado o refúgio (VSP ou BS) utilizado pelos indivíduos de cada grupo.

A sobreposição entre as áreas vitais e entre os centros de actividade de todos os indivíduos, para cada um dos três grupos analisados, foi calculada com base nas áreas vitais estimadas pelo método do MPC e pelo método de kernel (Tabela 4 e Anexo IV).

Tabela 4. Percentagem de sobreposição das áreas vitais dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, calculadas pelo método do mínimo polígono convexo (MPC) considerando 95% das localizações e pelo método de kernel para 95% de probabilidade de ocorrência. E percentagem de sobreposição dos centros de actividade dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, calculados pelo método de kernel para 50% de probabilidade de ocorrência.

Grupo	MPC (95%)	Kernel (95%)	Kernel (50%)
Inverno VSP	21,10	34,20	8,00
Migração VSP	30,40	32,50	4,90
Inverno BS	48,10	46,10	23,00
Média	33,20	37,60	11,97

Verifica-se que as percentagens de sobreposição calculadas para as áreas estimadas pelo método do MPC e pelo método de kernel são para os três grupos monitorizados bastante semelhantes.

Analisando a sobreposição da área total ocupada pelas áreas vitais de todos os grupos, verifica-se que os indivíduos do grupo de inverno VSP e do grupo da migração utilizaram uma área comum (embora em diferentes períodos do ano) que representa em média 52,4% (pelo método do MPC) e 66,0% (pelo método de kernel) da área total ocupada por um e outro grupo (Figura 13, Anexos VII e VIII). Entre os dois grupos do refúgio VSP e o grupo do refúgio BS a percentagem de sobreposição é nula (Figura 13).

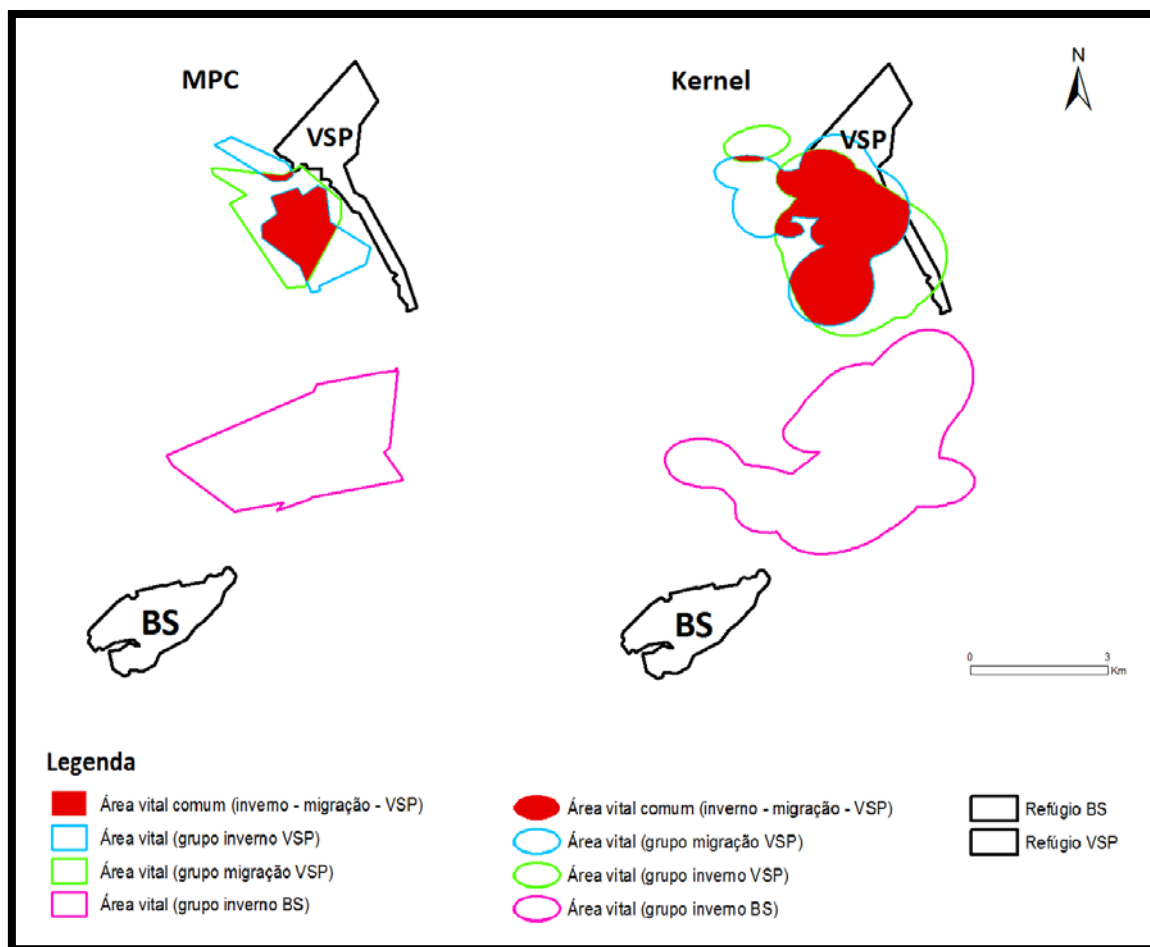


Figura 13. Área comum entre as áreas vitais totais dos grupos de inverno e da migração que se refugiaram em VSP (complexo de refúgio de Vasa Sacos e Pancas). Estão também indicadas as áreas vitais totais de cada grupo (inverno BS, inverno VSP, migração VSP) estimadas pelos dois métodos utilizados (MPC e kernel).

Distâncias percorridas

A distância média a que os indivíduos foram detectados do local de refúgio variou consoante o refúgio utilizado (Tabela 5). Quando comparados os grupos de diferentes refúgios (ou seja inverno BS - inverno VSP), o teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney* indicou diferenças significativas ($U = 0$ e $p = 0,021$). Já quando comparados os grupos que utilizaram o refúgio VSP (inverno e migração) não foram amostradas quaisquer diferenças significativas (teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney*: $U = 8$ e $p = 1$).

As distâncias máximas a que os indivíduos foram detectados do local de refúgio também variaram consoante o refúgio utilizado. Para os dois grupos de VSP a distância máxima estimada foi aproximadamente 2 vezes a distância média a que os indivíduos

foram localizados do refúgio, já para o grupo que utilizou o refúgio BS a distância máxima calculada foi pouco superior à distância média a que os indivíduos foram localizados do refúgio (Tabela 5). Também para esta variável só foram observadas diferenças significativas entre os grupos de diferentes refúgios (teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney*: $U = 0$ e $p = 0,021$).

Tabela 5. Estimativa das distâncias médias e máximas a que os indivíduos de cada um dos grupos analisados se alimentaram do local de refúgio utilizado. Estão indicadas as distâncias médias \pm desvio padrão para o inverno BS, inverno VSP e migração VSP. Os valores são apresentados em metros.

	Distância ao Local de Refúgio					
	Inverno BS		Inverno VSP		Migração VSP	
	Distância média	Distância máxima	Distância média	Distância máxima	Distância média	Distância máxima
Indivíduos	3534,7 $\pm 399,0$	4939,5 $\pm 879,1$	801,5 $\pm 287,3$	1585,6 $\pm 194,6$	940,4 $\pm 21,5$	1587,6 $\pm 391,2$

Para os indivíduos que utilizaram o refúgio VSP durante o período de inverno, 89,8% das localizações obtidas distam, no máximo, 1500m em redor desse local. Para os indivíduos do período da migração que também utilizaram o refúgio VSP os resultados foram semelhantes, com 91,5% das localizações concentradas numa área até os 1500m em redor do local de refúgio (Figura 14). Relativamente aos indivíduos que utilizaram o refúgio BS, 64,9% das localizações obtidas estão numa área entre os 3000 e os 4500 metros de distância desse local de refúgio (Figura 14).

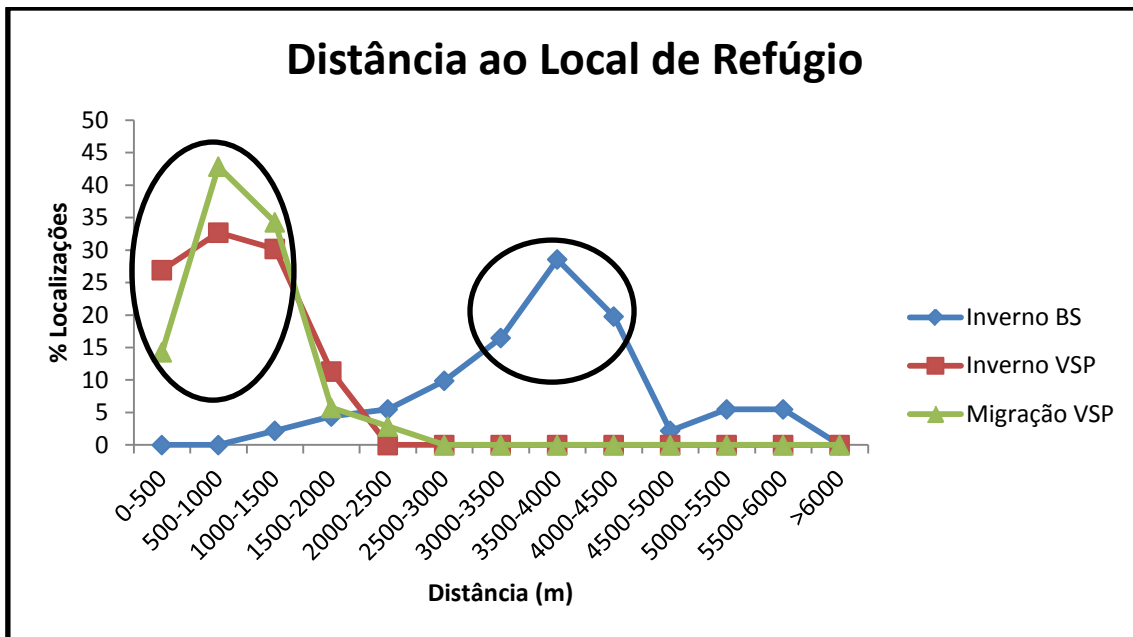


Figura 14. Percentagem das localizações obtidas para os indivíduos de cada grupo analisado, considerando diferentes classes de distância ao local de refúgio utilizado. A preto estão assinaladas as classes de distância em que foram obtidas o maior número de localizações.

Numa comparação genérica, os indivíduos que utilizaram o refúgio BS percorreram por dia e em média uma distância de aproximadamente mais 6,38 ($\pm 0,11$ desvio padrão) km quando comparada com a distância percorrida pelos indivíduos invernantes que utilizaram o refúgio VSP (Tabela 6). Com efeito, a distância total percorrida por indivíduos de um e outro refúgio foi significativamente diferente (teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney*: $U = 0$ e $p = 0,021$). Por outro lado, a distância percorrida nas zonas de alimentação não foi significativamente diferente entre os grupos de inverno comparados (teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney*: $U = 2$, $p = 0,083$), apesar de estes indivíduos apresentarem valores médios bastante diferentes (Tabela 6).

Quando comparados os indivíduos do grupo de inverno VSP com os indivíduos do grupo da migração (VSP), a distância percorrida em média por dia pelos indivíduos de ambos os grupos foi bastante semelhante, com uma diferença de apenas 161m. As diferenças nas distâncias percorridas nas zonas de alimentação e nas distâncias totais percorridas não foram estatisticamente significativas (teste de *Wilcoxon-Mann-Whitney*: $U = 5$, $p = 0,386$; $U = 4$, $p = 0,248$, respectivamente), apresentando também valores algo semelhantes (Tabela 6).

Tabela 6. Estimativa das distâncias percorridas pelos indivíduos monitorizados no estuário do Tejo. Estão indicadas as distâncias percorridas nas zonas de alimentação (Zonas alimentação), as distâncias percorridas entre o local de refúgio e as zonas de alimentação e vice-versa (Refúgio – Zonas alimentação; vice-versa), as distâncias totais percorridas (soma das duas anteriores; Total), número de dias em que foram obtidas as localizações (Dias) e as distâncias totais percorridas por dia (Total Km/Dia). Estão indicadas as médias \pm desvio padrão (dp) para cada variável. Os valores das distâncias são apresentados em km.

Grupo	Indivíduo	Localizações (n)	Distância percorrida (Km)			Dias	Total Km/Dia
			Zonas alimentação	Refúgio - Zonas alimentação; vice-versa	Total		
Inverno BS	151,029	45	13,78	116,34	130,12	14	9,29
	151,313	11	2,76	42,17	44,93	6	7,49
	151,349	17	5,32	39,17	44,49	6	7,41
	151,375	17	9,34	41,61	50,95	6	8,49
Média \pm dp		22,50 \pm 15,26	7,79 \pm 4,82	59,82 \pm 37,70	67,62 \pm 41,77	8,00 \pm 4,00	8,17 \pm 0,90
Inverno VSP	151,050	21	7,47	20,06	27,53	11	2,50
	151,484	12	2,53	11,49	14,02	7	2,00
	151,762	10	0,98	4,18	5,16	6	0,86
	151,910	10	0,68	12,05	12,73	7	1,82
Média \pm dp		13,25 \pm 5,25	2,92 \pm 3,14	11,95 \pm 6,49	14,86 \pm 9,31	7,75 \pm 2,22	1,79 \pm 0,69
Migração VSP	150,037	9	1,35	7,66	9,01	5	1,80
	150,217	10	1,57	6,58	8,14	4	2,04
	150,422	8	0,59	7,87	8,45	4	2,11
	150,572	8	0,72	6,78	7,51	4	1,88
Média \pm dp		8,75 \pm 0,96	1,06 \pm 0,47	7,22 \pm 0,64	8,28 \pm 0,63	4,25 \pm 0,50	1,96 \pm 0,14

Discussão

Limitações do estudo

Os estudos com recurso à técnica da rádio-telemetria devem ter em conta dois níveis de replicação: (1) o número de indivíduos monitorizados, como unidade (quantidade tomada para termo de comparação) para o uso de testes estatísticos e (2) o número de localizações obtidas para cada indivíduo, como unidade (quantidade tomada para termo de comparação) para a análise espacial dos dados (por exemplo, das áreas vitais e centros de actividade).

Uma assunção comum a todos os métodos de estimativa da área vital é o tamanho adequado da amostra (número de localizações), um parâmetro que contudo varia consideravelmente consoante o método escolhido (White & Garrot 1990). Para amostras com um reduzido número de localizações, o método de kernel, por exemplo, tende a sobrestimar a dimensão da área vital (Seaman & Powell 1996; Seaman *et al.* 1999). Isto contrasta com as estimativas normalmente obtidas com o método do MPC que evidenciam uma correlação positiva entre o tamanho da amostra e o tamanho da área vital (Gautestad & Mysterud 1993 *in* Seaman & Powell 1996). No entanto, o MPC tende a sobrestimar a área vital se existirem grandes incursões exploratórias por parte dos animais (Harris *et al.* 1990), *i.e.*, a forma da área vital estimada pelo MPC é grandemente afectada por valores discrepantes (*outliers*), incluindo assim extensões de área nunca utilizadas pelo indivíduo.

Os resultados obtidos no presente trabalho com o teste do *minimum convex polygon sample size bootstrap* mostraram, para o MPC, que o número de localizações obtido, para a quase totalidade dos indivíduos, foi insuficiente para uma estimativa adequada das áreas vitais. A excepção foi o indivíduo com o radiotransmissor 151,029 (com 45 localizações) cujo gráfico da dimensão da área vital vs. o número de localizações atingiu uma assíptota (às 33 localizações), a partir da qual localizações adicionais resultam num aumento mínimo da área vital. Este resultado vai de encontro ao que tem sido sugerido como amostra padrão (com 30 localizações) para as análises realizadas com o MPC (Kenward 1987). Ainda assim, e para a generalidade dos indivíduos, os valores estimados com o método do MPC, neste trabalho, vão de

encontro ao que foi referido anteriormente, com a dimensão da área vital a estar positivamente correlacionada ($r = 0,67$, $p = 0,016$, $n = 12$) com o tamanho da amostra (número de localizações).

Para o método de kernel é necessário um número de localizações muito superior (de preferência ≥ 50) para estimar com rigor áreas vitais (Seaman & Powell 1996; Seaman *et al.* 1999). Com efeito, as estimativas obtidas neste estudo para as áreas vitais, com recurso a este método, mostraram uma sobrestimação da dimensão das mesmas para quase todos os indivíduos, com especial destaque para os indivíduos com os radiotransmissores 151,313 e 151,484. A excepção foi novamente o indivíduo com o radiotransmissor 151,029, que apresentou um valor para a área vital calculada pelo método kernel inferior ao calculado pelo método do MPC, e cujo número de localizações obtido aproximou-se do mínimo desejável para análises de áreas vitais com o método de kernel.

Importa também referir que a maioria das localizações sujeitas a análise correspondem a períodos de baixa-mar não vivas ($> 0,9m$), excepção feita ao grupo de inverno BS, e por outro lado, correspondem a períodos após o pico de maré baixa, o que pode influenciar a distribuição das aves nas zonas de alimentação. Apesar de não se conhecer o real impacto destas duas variáveis nos resultados apresentados, possivelmente serão responsáveis por uma sub-estimativa da dimensão real das áreas de actividade. No entanto, o seu impacto é comum a todos os grupos considerados no estudo e a ambos os métodos de estimativa das áreas vitais utilizados, pelo que as comparações não perdem a validade.

Em face do exposto, afigura-se evidente que as estimativas de áreas vitais baseadas numa pequena amostra podem ser consideravelmente enviesadas e, como tal inadequadas. Assim, as áreas vitais estimadas neste estudo para os pilritos-de-peito-preto devem ser consideradas como áreas vitais parciais, pois delimitam apenas uma porção da área que os animais normalmente utilizam no desenrolar das suas actividades alimentares durante o período de baixa-mar.

Áreas vitais e centros de actividade

Durante o período não reprodutor, a distribuição das aves limícolas nas zonas intertidais é, em grande parte, influenciada pela distribuição e disponibilidade de alimento (van de Kam *et al.* 2004), pela distribuição e disponibilidade de refúgio (Dias *et al.* 2006a) e ainda pelo risco de mortalidade associado a diversos factores (*e.g.* predação) (van Gils *et al.* 2006). Deste modo, para qualquer ave limícola a forma e a dimensão da área vital dependem, essencialmente, da distribuição e disponibilidade de alimento, de *habitat*, de locais de refúgio, e ainda das necessidades energéticas do indivíduo.

Segundo os resultados obtidos, e independentemente do método de estimativa utilizado, as áreas vitais dos pilritos-de-peito-preto monitorizados apresentaram dimensões reduzidas, embora próximas dos resultados obtidos noutros estudos de aves limícolas (*e.g.* Warnock & Takekawa 1996; Shepherd 1997; Drake *et al.* 2001; Burton & Armitage 2005; Leyer *et al.* 2006). No entanto, sabe-se que as aves limícolas podem explorar grandes extensões de áreas em busca de alimento (*e.g.* Piersma *et al.* 1993; Sanzenbacher & Haig 2002), pelo que se torna difícil comparar os valores obtidos neste resultado com os publicados para outros locais.

Diferenças sazonais nos movimentos de um grupo de indivíduos podem reflectir mudanças na distribuição dos recursos de uma dada região (Sanzenbacher & Haig 2002). Neste estudo, a dimensão das áreas vitais foi similar entre os invernantes e os migradores que utilizaram o refúgio de VSP pelo que a ausência de diferenças sazonais significativas ao nível da amplitude de movimentos e da utilização dos locais de refúgio, pode ser reflexo de uma distribuição espacial e temporal homogénea dos recursos (*e.g.* alimento e refúgio) e de variações modestas nas condições climáticas (microclima ameno) em ambos os períodos sazonais (inverno e primavera). Warnock & Takekawa (1996) documentaram num estudo realizado na Califórnia, na zona Sul do estuário de São Francisco, que indivíduos da espécie pilrito de Maur *Calidris mauri* não apresentavam diferenças significativas nos movimentos efectuados e nas dimensões das áreas vitais ao longo do inverno e primavera, e interpretaram estes resultados como um reflexo das condições ideais presentes e suficientes para que as aves permanecessem nos mesmos locais durante ambos os períodos.

As dimensões das áreas vitais entre indivíduos de diferentes refúgios também não foram significativamente diferentes. Ainda assim, os indivíduos que utilizaram o refúgio BS apresentaram áreas vitais maiores que os indivíduos que se refugiaram no complexo Vasa Sacos e Pancas (VSP). Dado que os sedimentos na área de estudo são homogéneos (exceptuando a zona adjacente ao refúgio BS e que não foi utilizada pelos indivíduos monitorizados), e este é um dos principais factores na selecção das zonas de alimentação por parte das aves limícolas (Moreira 1999), as diferenças nos resultados podem resultar do intervalo de tempo e tipo de maré em que foram obtidas as localizações para um e outro grupo.

Tal como para as áreas vitais, as dimensões dos centros de actividade não revelaram qualquer diferença sazonal, nem entre indivíduos de refúgios diferentes. Segundo Harris *et al.* (1990) a análise dos centros de actividade pode ser extremamente útil na compreensão do comportamento de um animal na medida em que permite uma melhor percepção das mudanças que possam ocorrer nos padrões de uso de uma área vital, e facilita a interpretação de factores ou variáveis que possam interferir nesses padrões. Como exemplo, nos casos em que as áreas vitais se sobrepõem, os centros de actividade podem ser mutuamente exclusivos, revelando diferentes padrões de uso das áreas utilizadas pelos animais.

Os resultados apresentados neste trabalho, relativamente à sobreposição quer das áreas vitais, quer dos centros de actividade, indicam que os pilritos-de-peito-preto monitorizados tendem a fazer uso de áreas comuns enquanto se alimentam, o que está de acordo com a sua natureza gregária durante o período não-reprodutor (Warnock & Gill 1996). Enquanto elementos integrantes de um grupo, os indivíduos monitorizados durante o período da migração ocuparam uma área vital espacialmente sobreposta em 52 ou 66% (MPC e kernel respectivamente) à área vital dos invernantes (enquanto grupo) do refúgio VSP. Já entre grupos de um mesmo período sazonal (inverno) mas de diferentes refúgios (VSP e BS) não existiu qualquer sobreposição de áreas. Estes resultados sugerem que a escolha do refúgio de praia-mar é também um importante factor a considerar na selecção das zonas de alimentação por parte das aves limícolas.

Distância das áreas de alimentação aos locais de refúgio

A disponibilidade de refúgios em bom estado de conservação nas imediações das zonas de alimentação é tida como um dos principais factores a considerar na selecção destas (e.g. van Gils *et al.* 2006), dado que a inexistência de um refúgio pode tornar inacessíveis importantes zonas de alimentação, por se situarem demasiado remotas para serem energeticamente rentáveis (Dias *et al.* 2006a; Rogers *et al.* 2006; van Gils *et al.* 2006). Esta associação é muito provavelmente uma resposta das aves à necessidade de minimizarem os custos energéticos inerentes às viagens entre estes locais (Luís *et al.* 2001; Rogers *et al.* 2003). Estas viagens podem representar um gasto energético relevante e de tal forma perigoso, que pode pôr em risco a sobrevivência do indivíduo (Rehfish *et al.* 1996; Drake *et al.* 2001). Isto é mais crítico em espécies de pequena dimensão como é o caso do pilrito-de-peito-preto (Piersma *et al.* 1993), na medida em que espécies de menor tamanho requerem, geralmente, mais tempo para suprimir as suas necessidades energéticas do que espécies de maior porte (Zwarts *et al.* 1990 in Múrias *et al.* 2002).

Os resultados do presente trabalho revelaram uma diminuição do número de localizações obtidas nas zonas de alimentação à medida que a distância ao local de refúgio utilizado aumenta. A percentagem de localizações obtidas nas zonas de alimentação a menos de 5 km foi de 100% para o local de refúgio VSP e de 89% para o refúgio BS. Dias *et al.* (2006a), no estudo que efectuaram no estuário do Tejo, concluíram que a densidade total de indivíduos de pilrito-de-peito-preto nas zonas de alimentação diminui à medida que a distância ao local de refúgio mais próximo aumenta. Segundo esses autores, mais de 80% dos indivíduos alimentam-se a menos de 5 km do local de refúgio que utilizam. Outros estudos efectuados com outras espécies de aves limícolas, pilrito de Maur *Calidris mauri*, tarambola-cinzenta *Pluvialis squatarola*, rola-do-mar *Arenaria interpres*, perna-vermelha-comum *Tringa totanus* e o ostraceiro *Haematopus ostralegus*, apontam para um comportamento semelhante, com as aves a evitarem percorrer grandes distâncias entre os locais de refúgio e as zonas de alimentação (Symonds *et al.* 1984; Warnock & Takekawa 1996).

No estudo efectuado por Dias *et al.* (2006a), durante o período de observação registou-se um uso diminuto das zonas de alimentação de cota mais alta. Algumas

hipóteses explicativas foram apontadas: (1) o facto de as contagens nas zonas de alimentação serem feitas durante a baixa-mar ($\pm 2h$), o que, e sabendo da tendência que esta espécie tem para se alimentar perto da linha de maré, principalmente aquando da maré vazante (Dierschke *et al.* 1999; Granadeiro *et al.* 2006), faz com que poucos indivíduos permaneçam nas zonas de alimentação mais perto da costa (Dias *et al.* 2006b) e (2) a possibilidade de esta ser uma forma de as aves minimizarem o risco de predação, potencialmente maior em zonas junto à costa (Piersma *et al.* 1993; Dekker 1998; Dekker & Ydenberg 2004). No presente estudo, para os três grupos analisados registou-se uma grande utilização das zonas de alimentação de cota mais alta. As diferenças nos resultados de um e outro estudo poderão ser explicadas, uma vez mais, pelo período e tipo de maré em que foram obtidas as localizações.

Para o mesmo refúgio (VSP) as distâncias a que foram obtidas as localizações nas zonas de alimentação foram semelhantes no período de inverno (90%) e no período de migração (92%). Para os indivíduos que se refugiaram no complexo BS a maioria das localizações (64,9%) foram obtidas entre os 3000 e os 4500 metros de distância, com a particularidade das aves fazerem pouco uso (12,1% das localizações obtidas) das zonas de alimentação que se encontram nos primeiros 2500 metros. Algumas hipóteses explicativas, e que se sabe influenciarem a distribuição das aves limícolas, foram consideradas: (1) o tempo de exposição das zonas de alimentação (Granadeiro *et al.* 2007) e (2) o tipo de sedimento (Moreira 1993; Moreira 1999; Granadeiro *et al.* 2004). As zonas de alimentação adjacentes ao refúgio BS apresentam um tempo de exposição mais curto do que as zonas de alimentação adjacentes ao refúgio VSP, logo um tempo útil de alimentação muito menor. Além disso, nas marés baixas com quota superior a 0,6 m apenas uma estreita faixa da potencial área de alimentação fica a disponível. Por outro lado, o sedimento nas zonas de alimentação adjacentes ao refúgio BS apresenta uma composição mais arenosa que vasosa ao contrário do que acontece nas zonas de alimentação mais a nordeste na área de estudo. Estudos efectuados no estuário do Tejo apontam para uma preferência do pilrito-de-peito-preto para se alimentar em sedimentos vasosos (Granadeiro *et al.* 2004; Santos *et al.* 2005), apesar de alguma variação sazonal na selecção do *habitat* também ter sido observada neste mesmo estuário (Moreira 1995). Esta preferência por sedimentos vasosos parece estar relacionada com a abundância e detectabilidade

de presas. A lamejinha *S. plana*, uma das espécies-presa mais consumidas pelo pilrito-de-peito-preto no estuário do Tejo (Santos *et al.* 2005), é, não só mais abundante, como muito provavelmente, mais fácil de detectar em substratos vasosos do que em substratos arenosos (Santos *et al.* 2005). Cardoso *et al.* (2008) registaram uma muito menor abundância desta espécie-presa na zona entre-marés da Seca do Bacalhau (localizado junto do complexo BS). Nas áreas adjacentes ao refúgio BS existem também grandes áreas de ostreiras, *habitat* que esta espécie tende a evitar (Moreira 1999; Granadeiro *et al.* 2004).

As distâncias máximas que uma ave limícola está preparada para percorrer de forma sistemática, entre o refúgio e as zonas de alimentação (e vice-versa) não são conhecidas, mas devem variar de acordo com o tamanho corporal, o estado da muda e a força física disponível, factores que influenciam o custo energético do voo (Rogers 2003). No entanto, a amplitude de tais movimentos é, provavelmente, grande o suficiente para que a energia gasta durante esses voos seja consideravelmente importante no cômputo do gasto energético diário. Assim, as aves procuram escolher zonas de alimentação próximas aos locais de refúgio de forma a minimizarem a energia despendida nas deslocações de um local para o outro. Outra potencial vantagem desta associação estará relacionada com o risco de predação. Sendo este um factor capaz de influenciar a distribuição espacial das aves limícolas (Lima & Dill 1990) e uma das principais causas de mortalidade em algumas regiões (Page & Whitacre 1975), a procura de zonas de alimentação próximas dos refúgios deverá ser também, em parte, devida à existência de um maior risco de predação associado a um maior tempo de voo entre estes locais.

A distância percorrida por dia por um qualquer indivíduo que utilizou o complexo BS como refúgio foi em média (\pm desvio padrão) de 8,0 ($\pm 0,90$) Km ($n=4$). Os indivíduos que utilizaram o local de refúgio VSP percorreram em média 1,8 \pm 0,69 km ($n=4$) e 2,0 \pm 0,14 km ($n=4$) por dia, para o grupo de inverno e para o grupo da migração respectivamente. Durante este estudo, os indivíduos foram monitorizados apenas durante o período diurno, ou seja, durante uma baixa-mar, pelo que, as distâncias médias percorridas por cada indivíduo em 24h serão superiores aos valores apresentados.

Neste contexto, porque é que os pilritos-de-peito-preto do refúgio BS não utilizam os refúgios mais próximos das zonas de alimentação a que recorrem? Uma possível explicação será mesmo a falta de alternativas adequadas. O complexo do Samouco, pertencente ao refúgio BS, é actualmente o mais importante refúgio do estuário do Tejo, albergando entre 30 a 80%, de todas as aves limícolas deste estuário (Catry *et al.* 2011). As razões deste sucesso passam pelos níveis de perturbação comparativamente mais baixos e pela gestão dos níveis de água nos tanques, proporcionando às aves boas condições de repouso e também a oportunidade de se alimentarem durante os períodos de preia-mar (Catry *et al.* 2011). Por outro lado, Vale de Frades, que é o refúgio mais próximo das zonas de alimentação utilizadas pelos pilritos-de-peito-preto monitorizados que usam o complexo BS como refúgio, encontra-se completamente ao abandono. O número de aves limícolas contabilizado (230 aves) nos invernos de 2007 a 2009 (em que não houve quaisquer medidas de gestão neste refúgio) contrasta com os valores obtidos por Lecoq em 2002 (1500 aves) quando os níveis de água nos tanques eram controlados (Catry *et al.* 2011).

Implicações para a conservação

O conhecimento dos padrões de uso do espaço das aves limícolas constitui uma base objectiva para a definição de uma rede de refúgios que garanta o fácil acesso das aves a todas as potenciais zonas de alimentação. Os resultados alcançados neste trabalho confirmam que as aves tendem a explorar zonas de alimentação em áreas não superiores a 5 km de distância do local de refúgio que utilizam. A existência de bons locais de refúgio parece constituir um factor prioritário na conservação das aves limícolas, na medida em que parece determinar a selecção das zonas de alimentação a utilizar pelas aves.

Face à preocupante perda dos *habitat* naturais de refúgio e à reconhecida importância em os proteger, *habitat* artificializados como as salinas, têm funcionado como alternativa ou complemento aos naturais (Warnock *et al.* 2002; Perez-Hurtado & Hortas 1993 *in* Morgado *et al.* 2009). Vários autores referem a importância destes *habitat* artificiais independentemente do ciclo tidal (Luís *et al.* 2002; Múrias *et al.* 2002). De facto, dependendo das espécies e/ou da época do ano, as salinas são

utilizadas nos períodos de baixa-mar como locais alternativos para alimentação às zonas intertidais (Masero *et al.* 2000). No entanto, algumas das características das salinas, como o facto de não sofrerem a influência das marés, serem zonas abrigadas em caso de condições atmosféricas adversas e algumas possuírem elevada disponibilidade de alimento, fazem com que sejam particularmente importantes no período de preia-mar (Morgado *et al.* 2009). Este tipo de *habitat* torna-se especialmente importante durante os períodos pré-migratórios, período em que se regista um aumento considerável da sua utilização (*e.g.* Masero *et al.* 2000; Múrias *et al.* 2002).

No entanto, a abertura de mercados, as modificações tecnológicas na pesca e na indústria e a desvalorização do sal no mercado mundial levaram a um colapso quase total da actividade da exploração salineira (Múrias *et al.* 2002; Masero 2003 *in* Morgado *et al.* 2009). Actualmente, muitas salinas foram deixadas ao abandono, outras convertidas em tanques de aquacultura e diversas estão sob pressão dos mais variados interesses económicos. É exemplo, as salinas do refúgio de Vasa Sacos (do complexo VSP), que apesar de estarem inseridas na Reserva Natural do estuário do Tejo e na Zona de Protecção Especial, foram recentemente convertidas em tanques de aquacultura. O número de indivíduos que utiliza este refúgio é agora muito inferior ao detectado no período anterior à exploração comercial de camarão neste local, quando a salina estava abandonada mas os níveis de água eram parcialmente geridos para as aves (Catry *et al.* 2011). Segundo Dias *et al.* (2006a) a perda do refúgio de Vasa Sacos terá sérias consequências para as aves limícolas que utilizam o estuário do Tejo, na medida em que pode limitar o acesso destas aves a extensas zonas de alimentação. Posto isto, o abandono das salinas ou a sua conversão noutras actividades, como aquaculturas, parece constituir uma grave ameaça para a conservação das aves limícolas.

Propostas de investigação futura

Apesar do crescente número de estudos sobre a ecologia de aves limícolas realizados durante a última década no estuário do Tejo (*e.g.* Dias *et al.* 2006a, 2006b,

2009; Granadeiro *et al.* 2004, 2006, 2007; Rosa *et al.* 2006, 2007; Santos *et al.* 2005, 2009) muitas questões estão ainda por responder.

Nos últimos anos tem-se verificado um decréscimo no número médio de pilritos-de-peito-preto no estuário do Tejo. No entanto, esta tendência não parece ser semelhante em nenhuma outra zona húmida de grande importância em Portugal, dando a ideia de um declínio principalmente a nível local (Catry *et al.* 2011). Dado não existirem evidências de recentes alterações na qualidade das zonas de alimentação (Catry *et al.* 2011), trabalhos futuros devem ter como propósito o estudo da qualidade dos refúgios, os níveis de perturbação e o impacto da predação nas zonas de alimentação e nos refúgios.

As lacunas no conhecimento em relação às aves que utilizam o estuário do Tejo durante a migração merecem um especial destaque, dado que se trata de um período em que as aves limícolas estão particularmente vulneráveis. Vários aspectos, como a dimensão das populações de migradores, o seu tempo de permanência, as principais zonas de alimentação, as taxas de recuperação de peso e muitos outros parâmetros são praticamente desconhecidos, impedindo a avaliação da qualidade do estuário do Tejo como zona de paragem e reabastecimento durante a migração (Dias 2008).

Outra grande lacuna no estudo das aves limícolas no estuário do Tejo é a ausência de conhecimento relativo ao seu comportamento nocturno. Cerca de metade do total do tempo dispendido pelas aves limícolas em alimentação tem lugar durante a noite, embora ocorram variações inter-específicas e sazonais (McNeil *et al.* 1992). Um maior conhecimento sobre a ecologia nocturna das aves limícolas no estuário do Tejo permitiria, por exemplo, estimar com maior precisão as taxas de aquisição da energia diária obtida por estas aves. Warnock & Takekawa (1996) não registaram diferenças no comportamento dos indivíduos de pilrito de Maur monitorizados durante o período diurno e durante o período nocturno, destacando que a proximidade entre os locais de refúgio e as zonas de alimentação, e a luz artificial junto das zonas urbanas podem contribuir para este cenário. Já outros estudos documentaram diferenças na utilização dos locais de refúgio e/ou das zonas de alimentação nos diferentes períodos do dia (diurno e nocturno), relacionando essas diferenças com distintos níveis de perturbação

e/ou de predação ao longo do ciclo diário (*e.g.* Sitters *et al.* 2001; Burton & Armitage 2005; Conklin & Colwell 2007; Lourenço *et al.* 2008; Santos *et al.* 2010).

Por último, importa referir a ausência de conhecimento sobre a comparação das áreas utilizadas por diferentes classes etárias de uma mesma espécie. Vários estudos documentaram diferenças na dimensão das áreas vitais e no tipo de *habitat* utilizado entre indivíduos adultos e juvenis, algo que pode ser explicado pela dominância dos primeiros sobre os segundos ou por diferenças ao nível da experiência individual (*e.g.* van der Have *et al.* 1984 *in* Warnock 1990; Warnock 1990; Warnock & Takekawa 1996; Conklin & Colwell 2007). Compreender as diferenças na distribuição de uma população relacionadas com o período do dia, o sexo e/ou a idade dos indivíduos pode revelar-se crucial para prever os efeitos que determinadas mudanças (*e.g.* ambientais, de *habitat*) podem ter nessa mesma população.

Referências bibliográficas

Aebischer, N. J., Robertson, P. A. & Kenward, R. E. (1993) Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74(5): 1313-1325.

Andres, B. A., & Browne, B. T. (1998) Spring migration of shorebirds on the Yakutat Forelands, Alaska. *Wilson Bull.* 110(3): 326–331.

Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Clark, N. A., Clark, J. A., Cole, K. B., Dekinga, A., Dey, A., Gillings, S., González, P. M., Kalasz, K., Minton, C. D. T., Newton, J., Niles, L. J., Piersma, T., Robinson, R. A. & Sitters, H. P. (2007) Rates of mass gain and energy deposition in red knot on their final spring staging site is both time- and condition-dependent. *Journal of Applied Ecology* 44: 885–895

Barbosa, A. (1997) Foraging strategy and predator avoidance behavior: an intraspecific approach. *Acta Ecologica* 18(6): 615-620.

Battley, P. F., Piersma, T., Rogers, D. I., Dekinga, A., Spaans, B. & van Gils, J. A. (2004) Do body condition and plumage during fuelling predict northwards departure dates of great knots (*Calidris tenuirostris*) from North-west Australia? *Ibis* 146: 46-60.

Battley, P. F., Rogers, D. I., van Gils, J. A., Piersma, T., Hassell, C. J., Boyle, A. & Yang, H.-Y. (2005) How do red knots *Calidris canutus* leave Northwest Australia in May and reach the breeding grounds in June? Predictions of stopover times, fuelling rates and prey quality in the Yellow Sea. *Journal of Avian Biology* 36: 494-500.

BirdLife International & European Bird Census Council (2000) European Bird populations: estimates and trends. *Cambridge, UK: BirdLife International* (BirdLife Conservation Series No. 10).

BirdLife International (2010) A ruddy long way to fly. Disponível em <http://www.birdlife.org/news/news/2010/04/ruddy-turnstone-migration.html> aceso a 05-02-2012.

Bishop, M. A., Warnock, N. & Takekawa, J. Y. (2006) Spring migration patterns in Western Sandpipers *Calidris mauri*. *Waterbirds around the world*. Eds. G. C. Boere, C. A. Galbraith & D. A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK. pp. 545-550.

Buehler, D. M. & Piersma, T. (2008) Travelling on a budget: predictions and ecological evidence for bottlenecks in the annual cycle of long- distance migrants. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363: 247-266.

Burton, Niall H. K. & Armitage, Michael J. S. (2005) Differences in the diurnal and nocturnal use of intertidal feeding grounds by Redshank *Tringa totanus*: Capsule Redshank used more sites and had larger ranges at night than during the day. *Bird Study* 52: 120-128.

Butler, R. W., Delgado, F. S., de la Cueva, H., Pulido, V. & Sandercock, B. K. (1996) Migration routes of the Western Sandpiper. *Wilson Bull* 108(4): 662-672.

Bruun, B., Delin, H. & Svensson, L. (2002) *Aves de Portugal e Europa*. Câmara Municipal do Porto – Pelouro do Ambiente/FAPAS – Fundo para a Protecção dos Animais Selvagens, Porto, 320pp.

Cardoso, I., Granadeiro, J. P. & Cabral, H. (2008) Benthic prey quantity and quality in the main mudflat feeding areas of the Tagus estuary: implications for birds and fish populations. *Ciencias marinas* 34(3): 283-296.

Catry, T., Alves, J. A., Andrade, J., Costa, H., Dias, M. P., Fernandes, P., Leal, A., Lourenço, P. M., Martins, R. C., Moniz, F., Pardal, S., Rocha, A., Santos, C. D., Encarnação, V. & Granadeiro, J. P. (2011) Long-term declines of wader populations at the Tagus estuary, Portugal: a response to global or local factors? *Bird Conservation International* 21: 438-453.

Catry T., Martins, R. C. & Granadeiro, J.P. (2012) Discriminating geographic origins of migratory waders at stopover sites: insights from stable isotope analysis of toenails. *Journal of Avian Biology* 43: 79-84.

Colwell, M. A. (2010) *Shorebird ecology, conservation and management*. University of California Press, Berkeley, 344pp.

Colwell, M. A. & Landrum, S. L. (1993) Nonrandom shorebird distribution and fine-scale variation in prey abundance. *The Condor* 95: 94-103.

Conklin, J. R., & Colwell, M. A. (2007) Diurnal and nocturnal roost site fidelity of Dunlin (*Calidris alpina pacifica*) at Humboldt Bay, California. *The Auk* 124(2): 677-689.

Conklin, J.R. & Colwell, M.A. (2008) Individual associations in a wintering shorebird population: do Dunlin have friends? *Journal of Field Ornithology* 79(1): 32-40.

Clark, K. E., Niles, L. J., & Burger, J. (1993) Abundance and distribution of migrant shorebirds in Delaware Bay. *The Condor* 95: 694-705.

Davidson, N.C. & Rothwell, P.I. (1993) Disturbance to waterfowl on estuaries: the conservation and coastal management implications of current knowledge. *Wader Study Group Bull* 68: 97-105.

del Hoyo, J., Elliott, A. & Sagatal, J. (1996) *Handbook of the birds of the world, vol. 3: hoatzins to auks*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

Delany, S., Scott, D., Dodman, T. & Stroud, D., eds. (2009) *An atlas of wader populations in Africa and western Eurasia*. Wageningen, The Netherlands: Wetlands International and International Wader Study Group.

Dekker, D. (1998) Over-ocean flocking by dunlins, *Calidris alpina*, and the effect of raptor predation at Boundary Bay, British Columbia. *Canadian Field-Naturalist* 112: 694-697.

Dekker, D. & Ydenberg, R. C. (2004) Raptor predation on wintering dunlins in relation to the tidal cycle. *The Condor* 106: 415-419.

De Solla, S. R., Bonduriansky, R. & Brooks, R. J. (1999) Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* 68: 221–234.

Dias, M. P., Granadeiro, J. P., Lecoq, M., Santos, C. D. & Palmeirim, J. M. (2006a) Distance to high-tide roosts constrains the use of foraging areas by dunlins: Implications for the management of estuarine wetlands. *Biological Conservation* 131: 446-452.

Dias, M. P., Granadeiro, J. P., Martins, R. C., Palmeirim, J. M. (2006b) Estimating the use of tidal flats by waders: inaccuracies due to the response of birds to the tidal cycle. *Bird Study* 53: 32–38.

Dias, M. P. (2008) Factors affecting the use of estuarine areas by waders: implications for their conservation. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Biologia (especialidade Ecologia). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

Dias, M. P., Granadeiro, J. P. & Palmeirim, J. M. (2009) Searching behaviour of foraging waders: does feeding success influence their walk? *Animal Behaviour* 77: 1203-1209.

Dierschke, V., Kube, J., Probst, S. & Brenning, U. (1999) Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 1. Habitat use and food selection. *Journal of Sea Research* 42: 49-64.

Drake, K. R., Thompson, J. E., Drake, K. L. & Zonick, C. (2001) Movements, habitat use and survival of non-breeding Piping Plovers. *The Condor* 103: 259-267.

Evans, P. R. (1976) Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* 64: 117-139.

Farmer, A. H. & Parent, A. H. (1997) Effects of the landscape on shorebird movements at spring migration stopovers. *The Condor* 99: 698–707.

Gabbard, C., Sprandel, G. & Cobb, D. (2001) Home range analyses of shorebirds wintering along the Gulf of Mexico, Florida, USA. *Wader Study Group Bull* 96: 79-85.

Gillings, S., Atkinson, P. W., Baker, A. J., Bennett, K. A., Clark, N. A., Cole, K. B., González, P. M., Kalasz, K. S., Minton, C. D. T., Niles, L. J., Porter, R. C., Serrano, I. D. L., Sitters, H. P. & Woods, J. L. (2009) Staging behaviour in Red Knot (*Calidris canutus*) in Delaware Bay: implications for monitoring mass and population size. *The Auk* 126: 54-63.

Goss-Custard, J. D., Jones, R. E. & Newbery, P. E. (1977) The ecology of the Wash I. Distribution and diet of wading birds (Charadrii). *Journal of Applied Ecology* 14: 681-700.

Goss-Custard, J. D. (1980) Competition for food and interference among waders. *Ardea* 68: 31–52.

Goss-Custard, J. D. & Yates, M. G. (1992) Towards predicting the effect of salt-marsh reclamation on feeding bird numbers on the Wash. *Journal of Applied Ecology* 29: 330-340.

Granadeiro, J. P., Andrade, J. & Palmeirim, J. M. (2004) Modelling the distribution of shorebirds in estuarine areas using generalised additive models. *Journal of Sea Research* 52: 227-240.

Granadeiro, J. P., Dias, M. P., Martins, R. C., Palmeirim, J. M. (2006) Variation in numbers and behaviour of waders during the tidal cycle: implications for the use of estuarine sediment flats. *Acta Oecologica International Journal of Ecology* 29: 293–300.

Granadeiro, J., Santos, C., Dias, M. & Palmeirim J. (2007) Environmental factors drive habitat partitioning in birds feeding in intertidal flats: implications for conservation. *Hydrobiologia* 587: 291–302.

Green M., Piersma, T., Jukema, J., De Goeij, P., Spaans, B. & van Gils, J. (2002) Radio-telemetry observations of the first 650 km of the migration of Bar-tailed Godwits *Limosa lapponica* from the Wadden Sea to the Russian Arctic. *Ardea* 90(1): 71-80.

Haig, S. M., Mehlman, D. W. & Oring, L. W. (1998) Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology* 12: 749-758.

Haig, S. M., Oring, L. W., Sanzenbacher, P. M. & Taft, O. W. (2002) Space use, migratory connectivity, and population segregation among Willets breeding in the western Great Basin. *The Condor* 104: 620-630.

Harris, S., Cresswell, W. J., Forde, P. G., Trehwella, W. J., Woollard, T. & Wray, S. (1990) Home range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20:97-123.

Hayman, P., Marchant, J. & Prater, T. (1986) *Shorebirds: an identification guide to the waders of the world*. Christopher Helm, London.

Hilton, G. M., Ruxton, G. D. & Cresswell, W. (1999) Choice of foraging area with respect to predation risk in redshanks: the effects of weather and predator activity. *Oikos* 87: 295–302.

Hooze, P. N. & Eichenlaub, B. (1997) *Animal movement extension to arcview. ver. 1.1*. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

International Wader Study Group (2003) *Waders are declining worldwide*. Conclusions from the 2003 International Wader Study Group Conference, Cádiz, Spain. *Wader Study Group Bull* 101/102: 8-12.

Iverson, G. C., Warnock, S. E., Butler, R. W., Bishop, M. A. & Warnock, N. (1996) Spring migration of Western Sandpipers along the Pacific coast of North America: a telemetry study. *The Condor* 98: 10–21.

Johnson, O. W., Warnock, N., Bishop, M. A., Bennet, A. J., Johnson, P. M. & Kienholz, R. J. (1997) Migration by radio-tagged Pacific Golden-Plovers from Hawaii to Alaska and their subsequent survival. *The Auk* 114(3): 521-524.

Jones, J. (2001) Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The Auk* 118(2): 557-562.

Kenward, R. (1987). *Wildlife radiotagging. Equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, London, 222 pp.

Kernohan, B. J., Gitzen, R. A. & Millspaugh, J. J. (2001) Analysis of animal space use and movements. Pages 125-166 in J.J. Millspaugh, editor. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, C. A.

Leyrer, J., Spaans, B., Camara, M., Piersma, T. (2006) Small home range sizes and high site fidelity in red knots (*Calidris c. canutus*) wintering on the Banc d'Arguin, Mauritania. *Journal of Ornithology* 37: 238–244.

Lima, S. L. & Dill, L. M. (1990) Behavioral decisions made under risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619–640.

Lopes, R. J. (2004) Migration and winter dynamics of Dunlin *Calidris alpina* in Portugal. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Biologia (especialidade Ecologia). Faculdade de Ciências da Universidade de Coimbra, Coimbra.

Lopes, R. J. & Wennerberg, L. (2006) Geographical segregation in wintering Dunlin *Calidris alpina* populations along the East Atlantic Flyway: evidence from mitochondrial DNA analysis. *Waterbirds around the world*. Eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK. pp. 541-544.

Lopes, R. J., Marques, J. C. & Wennerberg, L. (2006) Migratory connectivity and temporal segregation of dunlin (*Calidris alpina*) in Portugal – evidence from morphology, ringing recoveries and mtDNA. *Journal of Ornithology* 147: 385–394.

Lopes, R. J., Hortas F. & Wennerberg L. (2008) Geographical segregation in dunlin *Calidris alpina* populations wintering along the East Atlantic migratory flyway – evidence from mitochondrial DNA analysis. *Diversity and Distribution* 14: 732–741.

Lourenço, P. M., Silva, A., Santos, C. D., Miranda, A. C., Granadeiro, J. P. & Palmeirim, J. M. (2008) The energetic importance of night foraging for waders wintering in a temperate estuary. *Acta Oecologica* 34: 122-129.

Luís, A., Goss-Custard, J. D. & Moreira, M. H. (2001) A method for assessing the quality of roosts used by waders during high tide. *Wader Study Group Bulletin* 96: 71–73.

Luís, A., Goss-Custard, J. D. & Moreira, M. H. (2002) The feeding strategy of the dunlin (*Calidris alpina* L.) in artificial and non-artificial habitats at Ria de Aveiro, Portugal. *Hydrobiologia* 475/476: 335-343.

Lyons, J. E. & Haig, S. M. (1995) Fat content and stopover ecology of spring migrant Semipalmated Sandpipers in South Carolina. *The Condor* 97: 427–437.

Masero J. A., Perez-Hurtado, A., Castro, M. & Arroyo, G.M. (2000) Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. *Ardea* 88(2): 177-191.

Masman, D., Gordijn, M., Daan, S. & Dijkstra, C. (1986) Ecological energetics of the kestrel *Falco tinnunculus* field estimates of energy intake throughout the year. *Ardea* 74: 24–39.

Mendes, L., Piersma, T., Lecoq, M., Spaans, B. & Ricklefs, R. E. (2005) Disease limited distributions? Contrasts in the prevalence of avian malaria in shorebird species using marine and freshwater habitats. *Oikos* 109: 396-404.

Message, S. & Taylor, D. (2005) *Waders of Europe, Asia and North America*. Christopher Helm, A. & Black, C. London, 224pp.

Metcalf N. B. & Furness R. W. (1984) Changing priorities: the effect of pre-migratory fattening on the trade-off between foraging and vigilance. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 15: 203-206.

Moore, F. R. & Aborn, D. A. (1996) Time of departure by Summer Tanagers (*Piranga rubra*) from a stopover site following spring trans-gulf migration. *The Auk* 113: 949–952.

Moreira, F. (1993) Patterns of use of intertidal estuarine areas by feeding bird assemblages: a study in the Tagus estuary (Portugal). *Ardeola* 40: 39–53.

Moreira, F. (1995) A utilização das zonas entre-marés do estuário do Tejo por aves aquáticas e suas implicações para os fluxos de energia na teia trófica estuarina. PhD. Thesis, Faculty of Sciences, University of Lisbon.

Moreira, F. (1999) On the use by birds of intertidal areas of the Tagus estuary: implications for management. *Aquatic Ecology* 33: 301–309.

Morgado, R., Nobre, M., Ribeiro, A., Puga, J. & Luís, A. (2009) A Importância do Salgado para a Gestão da Avifauna Limícola Invernante na Ria de Aveiro (Portugal). *Revista da Gestão Costeira Integrada* 9(3): 79 – 93.

Mouritsen, K. N. & Jensen, K. T. (1992) Choice of microhabitat in tactile foraging dunlins *Calidris alpina*: the importance of sediment penetrability. *Marine Ecology Progress Series* 85: 1-8.

Múrias, T., Cabral, J. A., Lopes, R., Marques, J.C. & Goss-Custard, J.D. (2002) Use of traditional salines by waders in the Mondego estuary (Portugal): a conservation perspective. *Ardeola* 49: 223-240.

Múrias, T., Cabral, J.A., Lopes, R., Pardal, M.A., Marques, J.C. & Goss-Custard, J.D. (2005) Competition for feeding in waders: a case study in an estuary of south temperate Europe (Mondego, Portugal). *Hydrobiologia* 544: 155-166.

McNeil, R., Drapeau, P. & Goss-Custard, J. D. (1992) The occurrence and adaptive significance of nocturnal habits in waterfowl. *Biological Reviews* 67: 381-419.

Nebel, S., Piersma, T., van Gils, J., Dekinga, A. & Spaans, B. (2000) Length of stopover, fuel storage and a sex-bias in the occurrence of Red Knots *Calidris canutus* and *C. c. islandica* in the Wadden Sea during southward migration. *Ardea* 88: 165–176.

Neu, C. W., Byers, C. R. & Peek, J. M. (1974) A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541-545.

Norris, K. & Johnstone, I. (1998) Interference competition and the functional response of oystercatchers searching for cockles by touch. *Animal Behaviour* 56(3):639–650.

Page, G. & Whitacre, D. F. (1975) Raptor predation on wintering shorebirds. *The Condor* 77: 73-83.

Pienkowski, M. W. (1983). The effects of environmental conditions on feeding rates and preyselection of shore plovers. *Ornis Scandinava* 14: 227-238.

Piersma, T., Hoekstra, R., Dekinga, A., Koolhaas, A., Wolf, P., Battley, P. & Wiersma, P. (1993) Scale and intensity of intertidal habitat use by knots *Calidris canutus* in the western Wadden Sea in relation to food, friends and foes. *Netherlands Journal of Sea Research* 31: 331–357.

Piersma, T., Rogers, D. I., González, P. M., Zwarts, L., Niles, L. J., Nascimento, I., Minton, C. D. T. & Baker, A. J. (2005) Fuel storage rates before northward flights in Red Knots worldwide. Pages 262-273 in: Greenberg Rand Marra PP (eds) *Birds of two worlds: ecology and evolution of migration*. John Hopkins University Press, Baltimore.

Pomeroy, A. C. (2006) Tradeoffs between food abundance and predation danger in spatial usage of a stopover site by western sandpipers, *Calidris mauri*. *Oikos* 112: 629-637.

Powell, R.A. (2000) Animal home ranges and territories and home range estimators. Pages 65-110 in Boitani, L. & Fuller, T.K. (Eds.) *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York.

Quinn, J. L. & Cresswell, W. (2004) Predator hunting behaviour and prey vulnerability. *Journal of Animal Ecology* 72: 143–154.

Rehfish, M. M., Clark, N. A., Langston, R. H. W. & Greenwood, J. J. D. (1996) A guide to the provision of refuges for waders: an analysis of 30 years of ringing data from the Wash, England. *Journal of Applied Ecology* 33: 673–687.

Rodrigues, A. M., Meireles, S., Pereira, T., Gama, A. & Quintino, V. (2006) Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a southern European estuary: the Tagus, Portugal. *Hydrobiologia* 555: 99-113.

Rohweder, D. A. & Lewis, B. D. (2001) Day-night habitat use by Double-banded Plovers *Charadrius bicinctus* in the Richmond River Estuary, northern New South Wales. *Corella* 26: 33-37.

Rompré, G. & McNeil, R. (1996) Variability in day and night feeding habitat use in the Willet *Catoptrophorus semipalmatus* during the non-breeding season in northeastern Venezuela. *Wader Study Group Bull* 81: 82-87.

Rosa, S., Encarnacao, A. L., Granadeiro, J. P. & Palmeirim, J. M. (2006) High water roost selection by waders: maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis* 148: 88-97.

Rosa, S., Granadeiro, J. P., Cruz, M. & Palmeirim, J. M. (2007) Invertebrate prey activity varies along the tidal cycle and depends on sediment drainage: consequences for the foraging behaviour of waders. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 353: 35-44.

Rogers, D. I. (2003) High-tide roost choice by coastal waders. *Wader Study Group Bulletin* 100: 73–79.

Rogers, D., Piersma, T. & Hassell, C. J. (2006) Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation* 133: 225-235.

Samuel, M .D. & Fuller, M.R. (1996) Wildlife radiotelemetry. Pages 370-418 in T.A. Bookhout, editor. *Research and management techniques for wildlife and habitats. Fifth edition, revised*. The Wildlife Society, Bethesda, MD.

Santos, C. D., Granadeiro, J. P. & Palmeirim, J. M. (2005) Feeding ecology of dunlin *Calidris alpina* in a southern European estuary. *Ardeola* 52: 235–252.

Santos, C. D. (2009) The use of intertidal areas by foraging waders: constraints on the exploitation of food resources. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Biologia (especialidade Ecologia). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

Santos, C.D., Palmeirim, J.M. & Granadeiro, J.P. (2010) Choosing the best foraging microhabitats: individual skills constrain the choices of dunlins *Calidris alpina*. *Journal of Avian Biology*. 41(1): 18-24.

Sanzenbacher, P. M & Haig, S. M. (2002) Residency and Movement Patterns of Wintering Dunlin in the Willamette Valley of Oregon. *The Condor* 104(2): 271-280.

Seaman, D. E. & Powell, R. A. (1996) An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77(7): 2075-2085.

Seaman, D. E., Millspaugh, J. J., Kernohan, B. J., Brundige, G. C., Raedeke, K. J. & Gitzen, R. A. (1999) Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife management* 63(2): 739-747.

Sitters, H. P., Gonzalez, P. M., Piersma, T., Baker, A. J. & Price, D. J. (2001) Day and night feeding habitat of Red Knots in Patagonia: profitability versus safety? *Journal of Field Ornithology* 72: 86-95.

Shepherd, P. (1997) The winter ecology of Dunlin (*Calidris alpina pacifica*) in the Fraser River Delta. Fraser River Action Plan Technical Report (Environment Canada) DOE-FRAP 1997-38.

Skagen, S.K. & Knopf, F.L. (1994) Residency patterns of migrating sandpipers at a midcontinental stopover. *The Condor* 96: 949-958.

Skagen, S. K., Granfors, D. A. & Melcher, C. P. (2008) On determining the significance of ephemeral continental wetlands to north American migratory shorebirds. *The Auk* 125: 20-29.

Smart, J. & Gill, J. A. (2003) Non-intertidal habitat use by shorebirds: a reflection of inadequate intertidal resources? *Biological Conservation* 111: 359-369.

Smit, C. J. & Visser, G. J. M. (1993) Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bull* 68: 6-19.

Stroud, D. A., Davidson, N. C., West, R., Scott, D. A., Haanstra, L., Thorup, O., Ganter, B. & Delany, S. (2004) Status of migratory wader populations in Africa and western Eurasia in the 1990s. *International Wader Studies* 15: 1-259.

Swihart, R. K. & Slade, N. A (1997) On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 2(1): 48-63.

Symonds, F. L., Langslow, D. R. & Pienkowski, M. W. (1984) Movements of wintering shorebirds within the Firth of Forth: species differences in usage of an intertidal complex. *Biological Conservation* 28: 187–215.

Taft, O. W., Sanzenbacher, P. M. & Haig, S. M. (2008) Movements of wintering Dunlin and changing habitat availability in an agricultural wetland landscape. *Ibis* 150: 541-549.

Tsipoura, N. & Burger, J. (1999) Shorebird diet during spring migration stopover on Delaware Bay. *The Condor* 101: 635-644.

USGS (2007) Bird completes epic flight across the Pacific. Disponível em <http://www.usgs.gov/newsroom/article.asp?ID=1774> acedido a 05-02-2012.

van de Kam, J., Ens, B. J., Piersma, T. & Zwarts, L. (2004) *Shorebirds: An Illustrated Behavioural Ecology*. KNNV Publishers, Utrecht.

van Gils, J. A., Dekinga, A., Spaans, B., Vahl, W. K. & Piersma, T. (2005). Digestive bottleneck affects foraging decisions in red knots *Calidris canutus* II. Patch choice and length of working day. *Journal of Animal Ecology* 74: 120–130.

van Gils, J. A., Spaans, B., Dekinga, A. & Piersma, T. (2006) Foraging in a tidally structured environment by red knots (*Calidris canutus*): ideal, but not free. *Ecology* 87: 1189–1202.

Warnock, N. (1990) Apparent age-segregation of Dunlin within Bolinas Lagoon - a preliminary study. *Wader Study Group Bull* 60: 27-30.

Warnock, S. E. & Takekawa, J. Y. (1995) Habitat preferences of wintering shorebirds in a temporally changing environment: Western Sandpipers in San Francisco Bay estuary. *The Auk* 112: 920-930.

Warnock, N. (1996) Local and regional differences in habitat utilization by Dunlins (*Calidris alpina*) as revealed by radiotelemetry; conservation implications. *In* Shorebird ecology and conservation in the Western Hemisphere. (P. Hicklin *et al.* Eds.). *International Wader Studies* 8: 35-38.

Warnock, N. D. & R. E. Gill, Jr. (1996) Dunlin (*Calidris alpina*). *In* *The Birds of North America No. 203* (Poole, A. & Gill, F. Eds.). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington D. C.: The American Ornithologists' Union.

Warnock, S.E. & Takekawa, J.Y. (1996) Wintering site fidelity and movement patterns of Western Sandpipers *Calidris mauri* in the San Francisco Bay estuary. *Ibis* 138: 160–167.

Warnock, N. & Bishop, M.A. (1998) Spring stopover ecology of migrant Western Sandpipers. *The Condor* 100: 456–467.

Warnock, N., Page, G. W., Ruhlen, M., Nur, N., Takekawa, J. Y. & Hanson, J. T. (2002) Management and conservation of San Francisco Bay salt ponds: effects of pond salinity, area, tide, and season on Pacific Flyway waterbirds. *Waterbirds* 25 (Special Publication 2): 79-92.

Warnock, N., & Takekawa, J. Y. (2003) Use of radio telemetry in studies of shorebirds: past contributions and future directions. *Wader Study Group Bull* 100: 138-150.

Warnock, N., Takekawa, J. Y. & Bishop, M. A. (2004) Migration and stopover strategies of individual Dunlin along the Pacific Coast of North America. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1687–1697.

Wennerberg, L. (2001) Breeding origin and migration pattern of dunlin (*Calidris alpina*) revealed by mitochondrial DNA analysis. *Molecular Ecology* 10: 1111–1120.

Wiersma, P. & Piersma, T. (1994) Effects of microhabitat, flocking, climate and migratory goal on energy expenditure in the annual cycle of red knots. *The Condor* 96: 257–279.

Wolf, B.O. & Walsberg, G.E. (1996) Thermal effects of radiation and wind on a small bird and implications for microsite selection. *Ecology* 77: 2228–2236.

Wood, A.G. (1986) Diurnal and nocturnal territoriality in the Grey Plover at Teesmouth as revealed by radio-telemetry. *Journal of Field Ornithology* 57: 213-221.

Worton, B.J. (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.

White, G.C. & Garrott, R.A. (1990) Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego.

Whittingham, M.J., Perrival, S.M. & Brown, A.F. (1999) Notes on night time activity of Golden Plover *Pluvialis apricaria* chicks in the north Pennines. *Wader Study Group Bull* 90: 56-58.

Whitfield, D.P. (1985) Raptor predation on wintering waders in south-east Scotland. *Ibis* 127: 544-558.

Whitfield, D.P. (2003a) Predation by Eurasian Sparrowhawks produces density-dependent mortality of wintering Redshanks. *Journal of Animal Ecology* 72: 27–35.

Whitfield, D. P. (2003b) Redshank *Tringa totanus* flocking behaviour, distance from cover and vulnerability to sparrowhawk *Accipiter nisus* predation. *Journal of Animal Ecology* 34: 163-169.

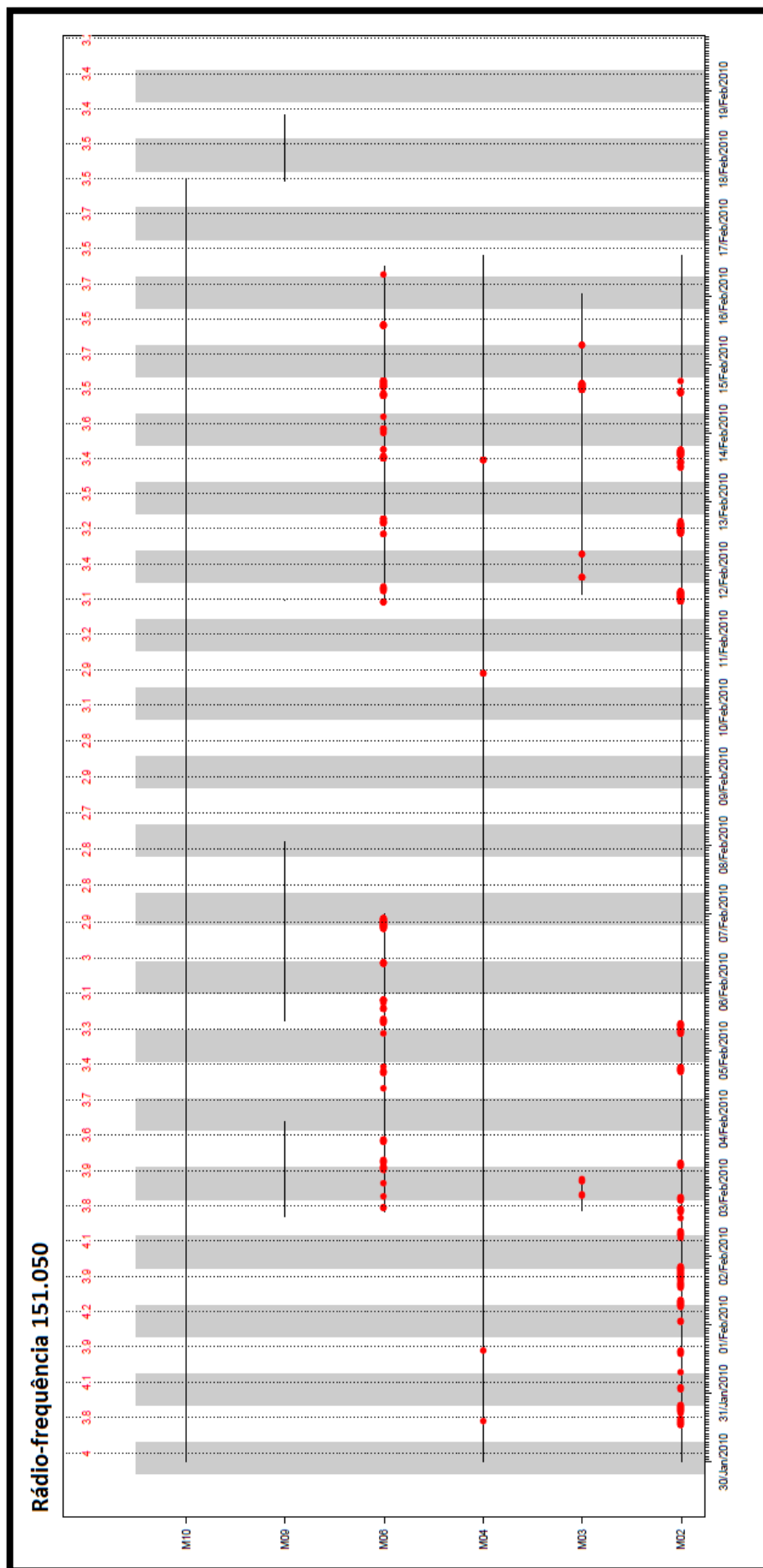
Yasué, M., Quinn, J.L. & Cresswell, W. (2003) Multiple effects of weather on the starvation and predation risk trade-off in choice of feeding location in Redshanks. *Functional Ecology* 17: 727–736.

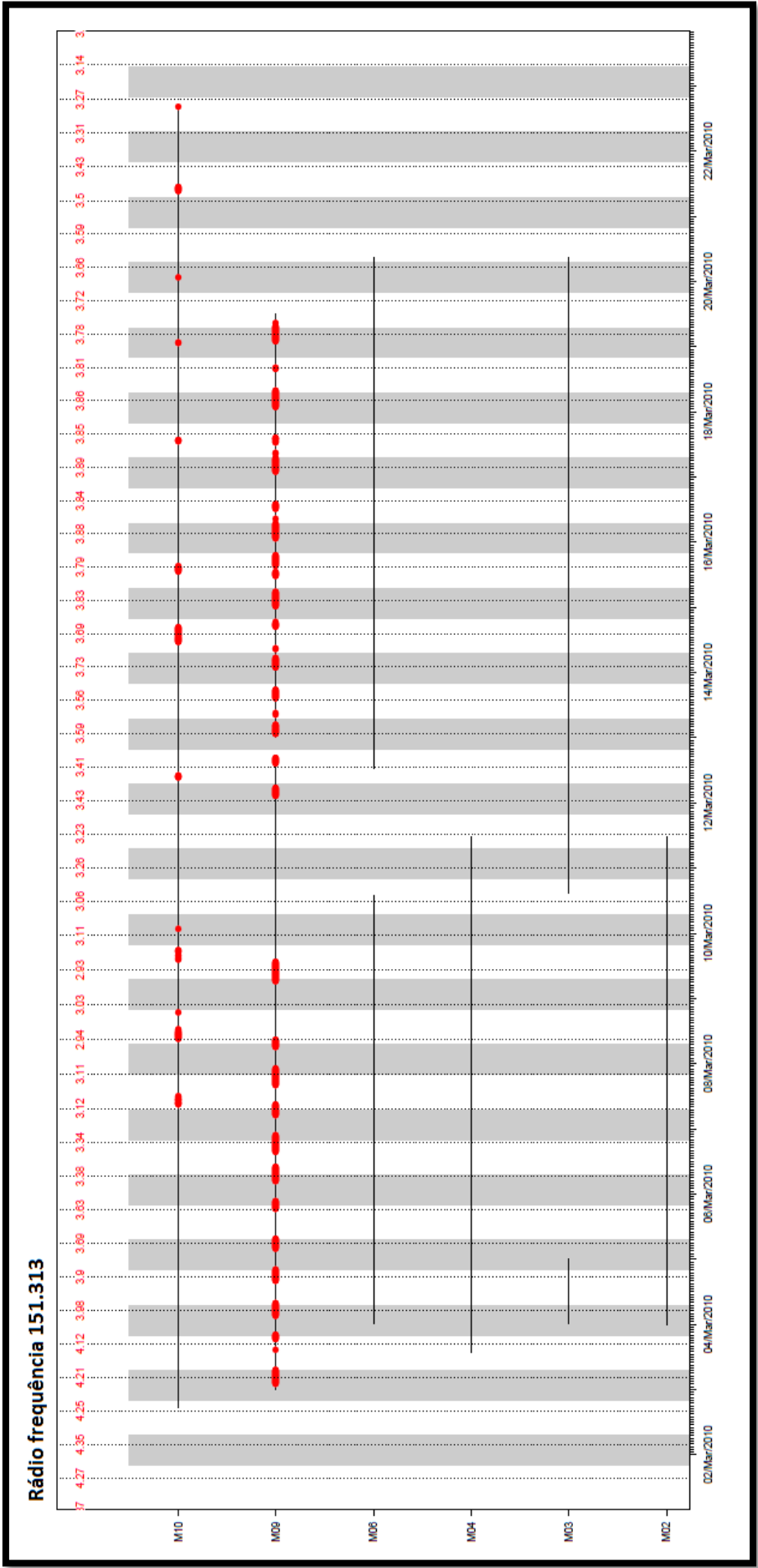
Yates, M. G., Goss-Custard, J. D., McGrorty, S., Lakhani, K. H., le V. dit Durell, S. E. A., Clarke, R. T., Rispin, W. E., Moy, I., Yates, T., Plant, R.A. & Frost, A. J. (1993) Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. *Journal of Applied Ecology* 30: 599-614.

Anexos

Anexo I

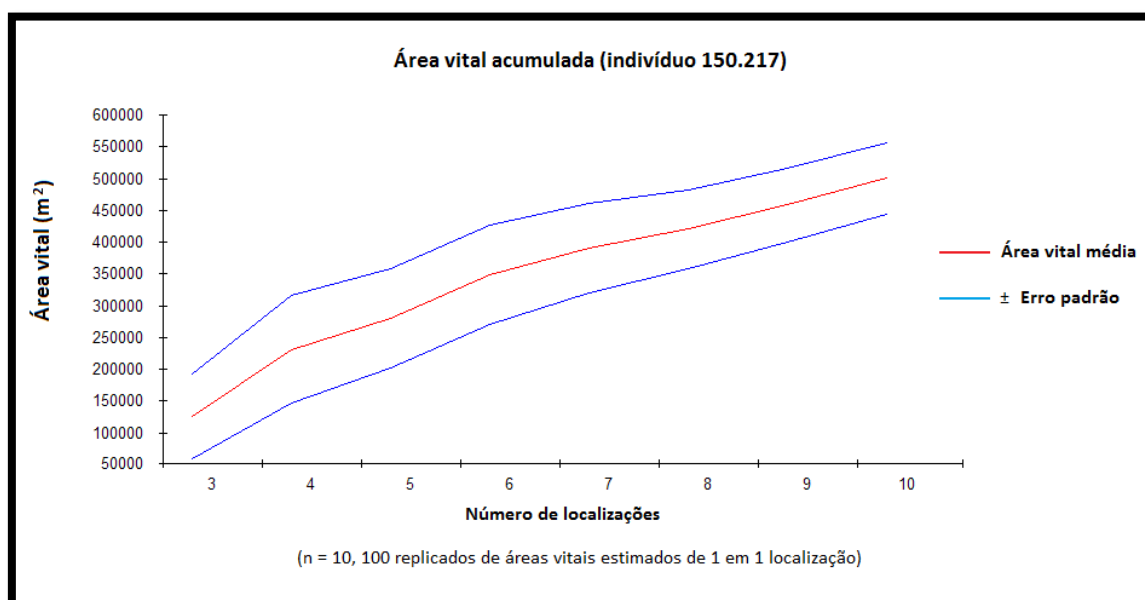
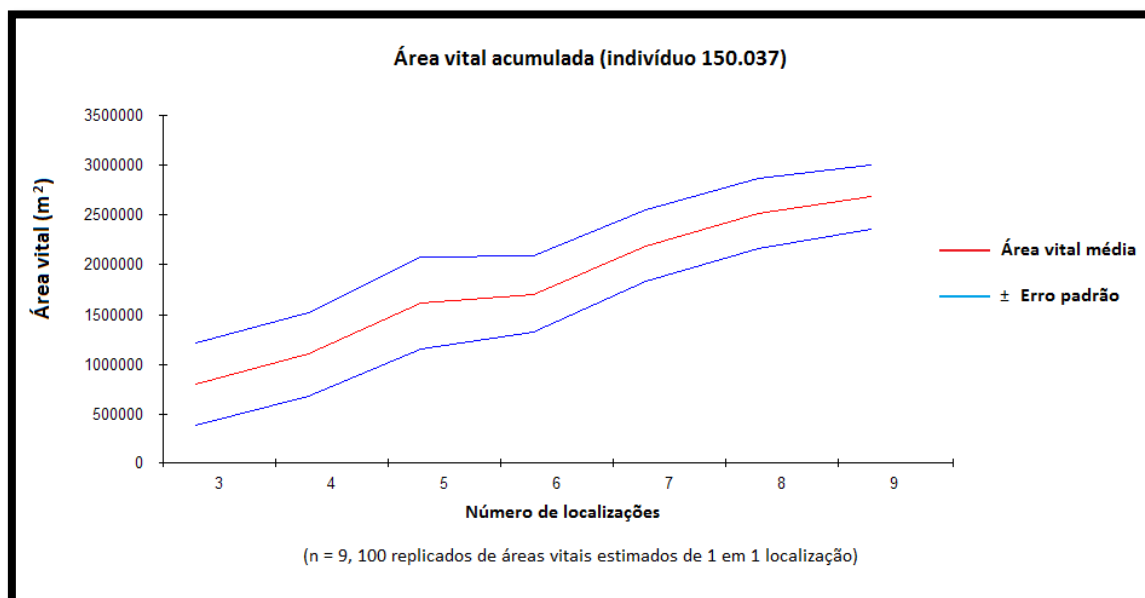
Exemplo do registo de parte das localizações obtidas durante o período de preia-mar para dois indivíduos monitorizados, o indivíduo com o radiotransmissor 151,050 (grupo de inverno VSP) e o indivíduo com o radiotransmissor 151,313 (grupo de inverno BS), através das estações automáticas de rádio-telemetria. As estações automáticas de rádio-telemetria estão indicadas como: M02 – Pancas Norte; M03 – Vasa Sacos salina; M04 – Pancas Sul; M06 – Vasa Sacos sapal; M09 - Brito; M10 - Samouco. As colunas a cinzento representam o período nocturno e as colunas a branco o período diurno; os números no topo e os respectivos tracejados verticais correspondem à altura da maré no pico de preia-mar; os pontos vermelhos indicam uma captação positiva de sinal.

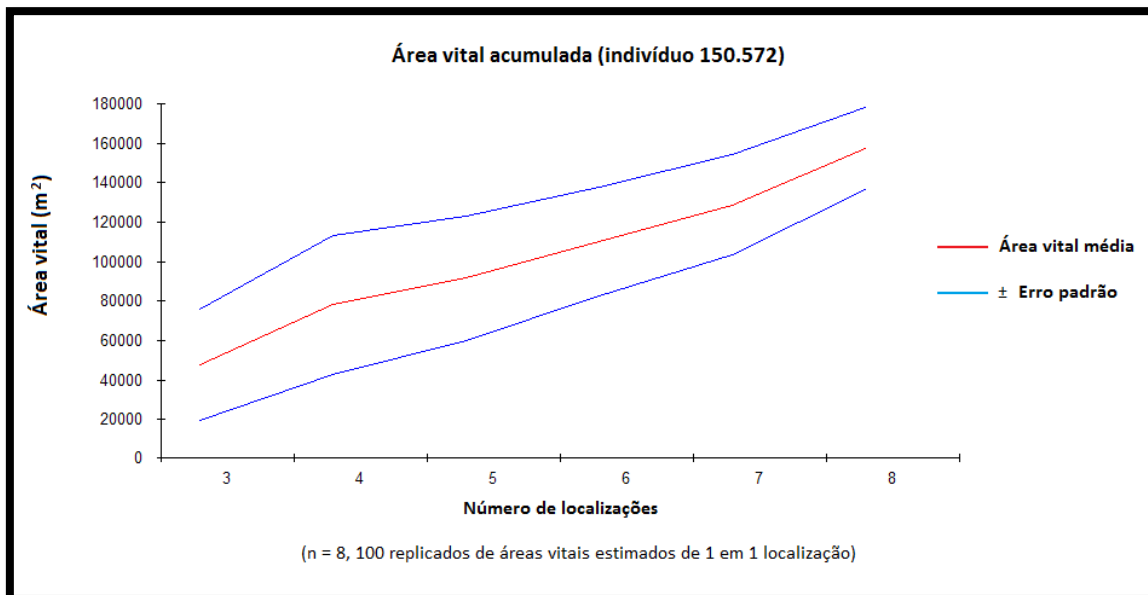
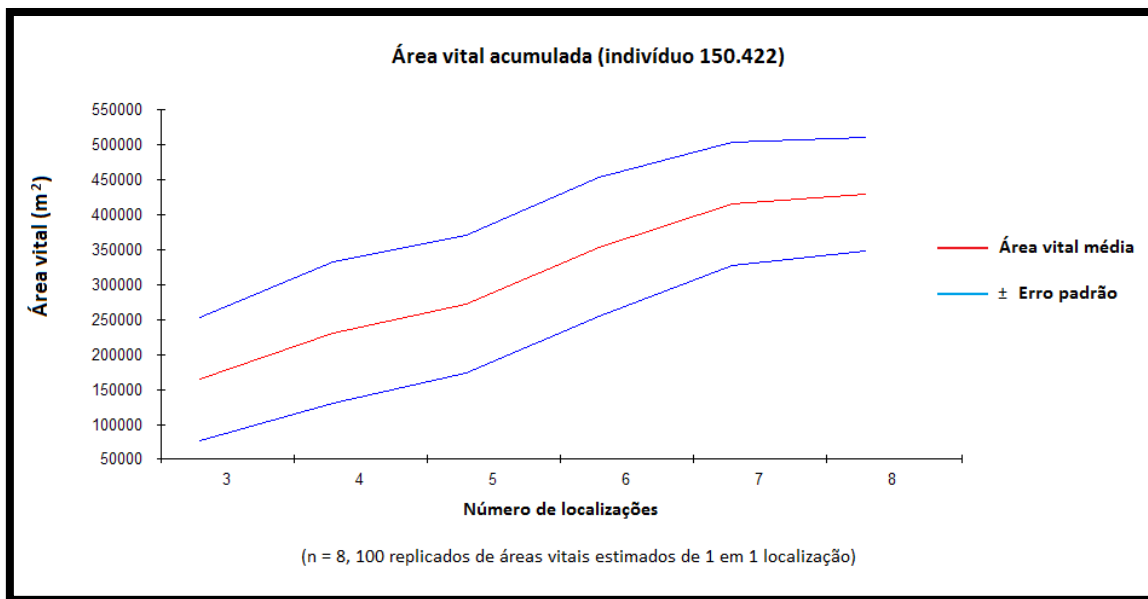


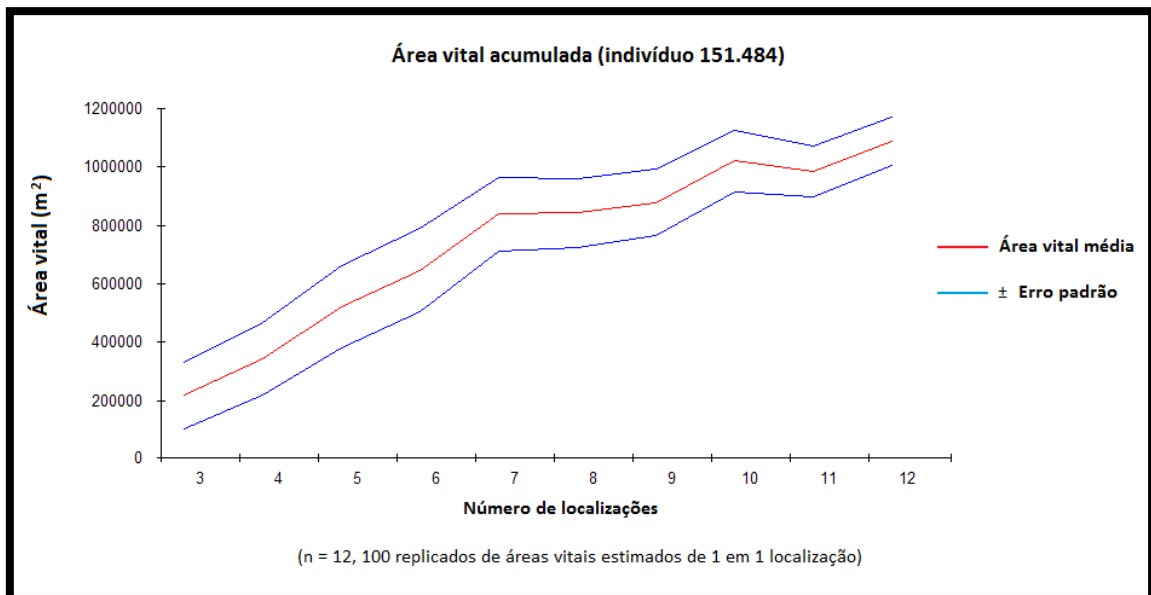
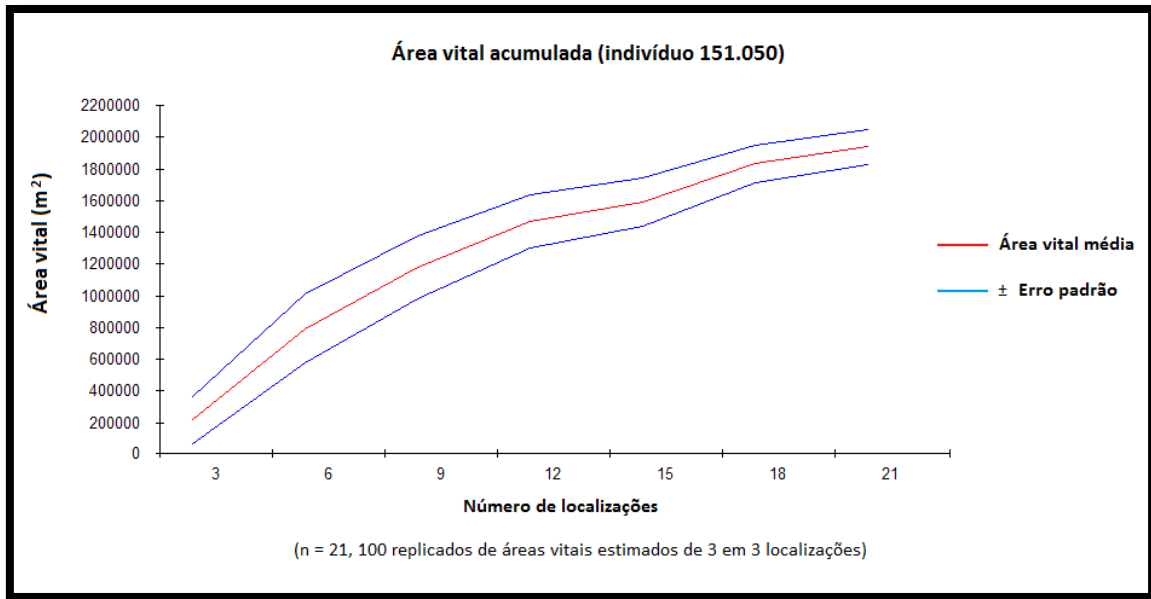


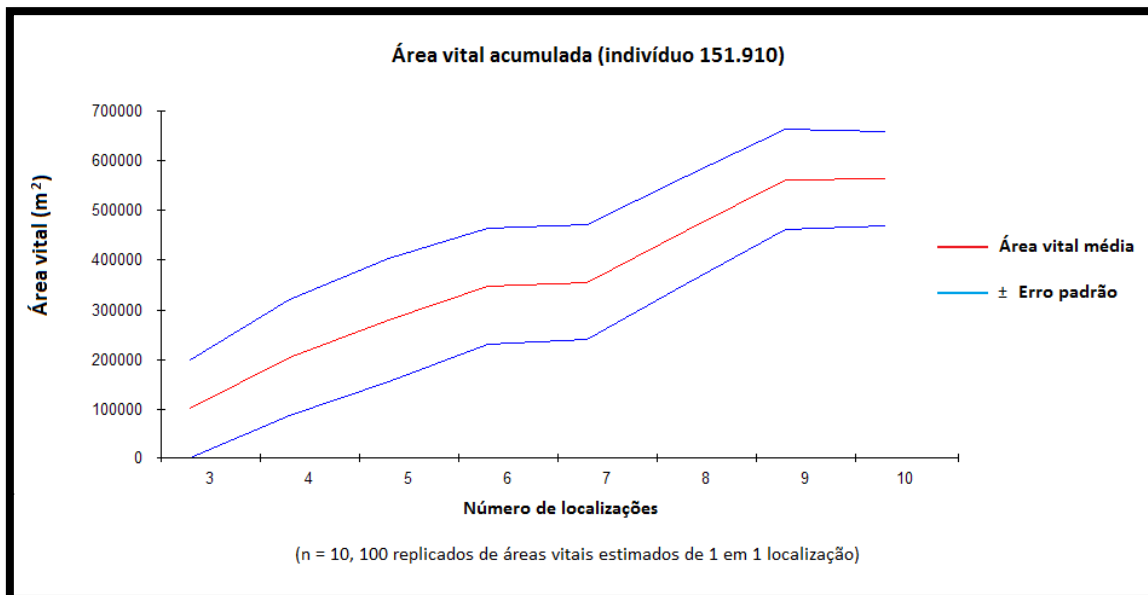
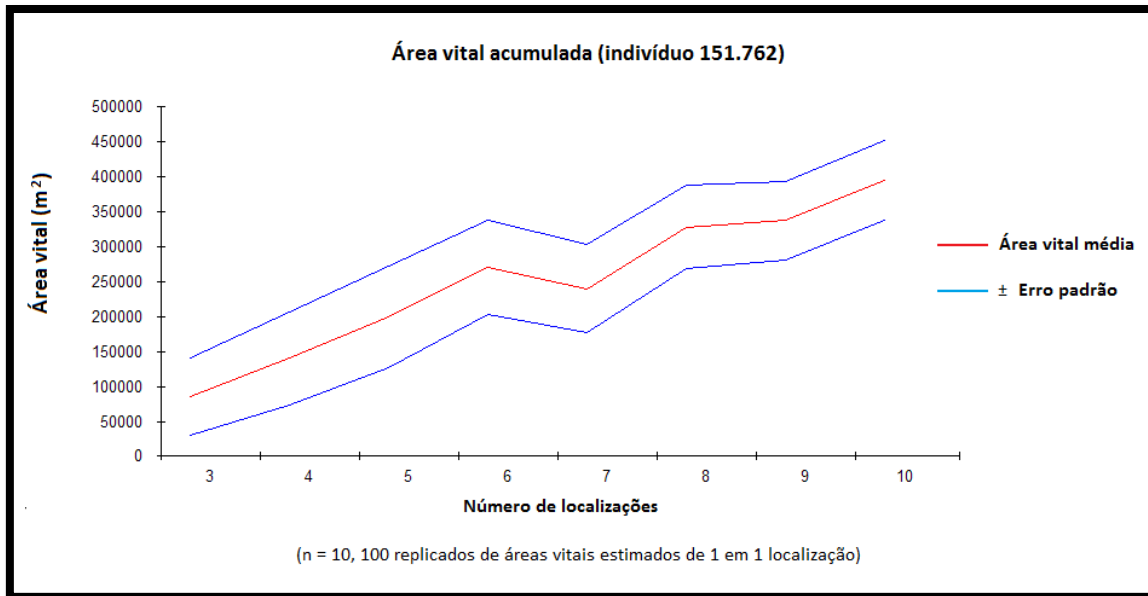
Anexo II

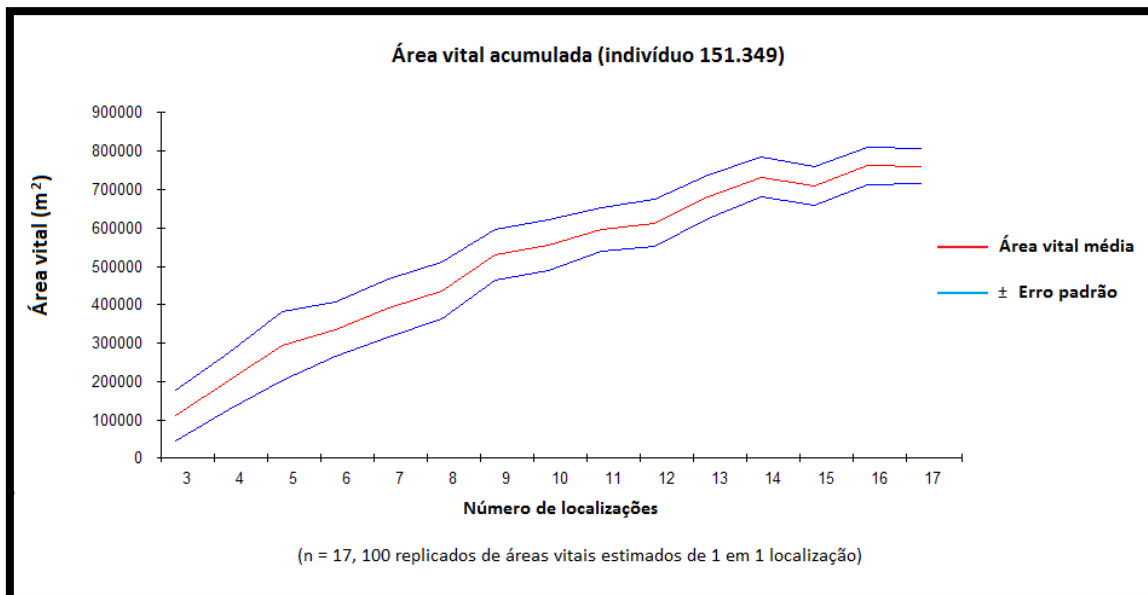
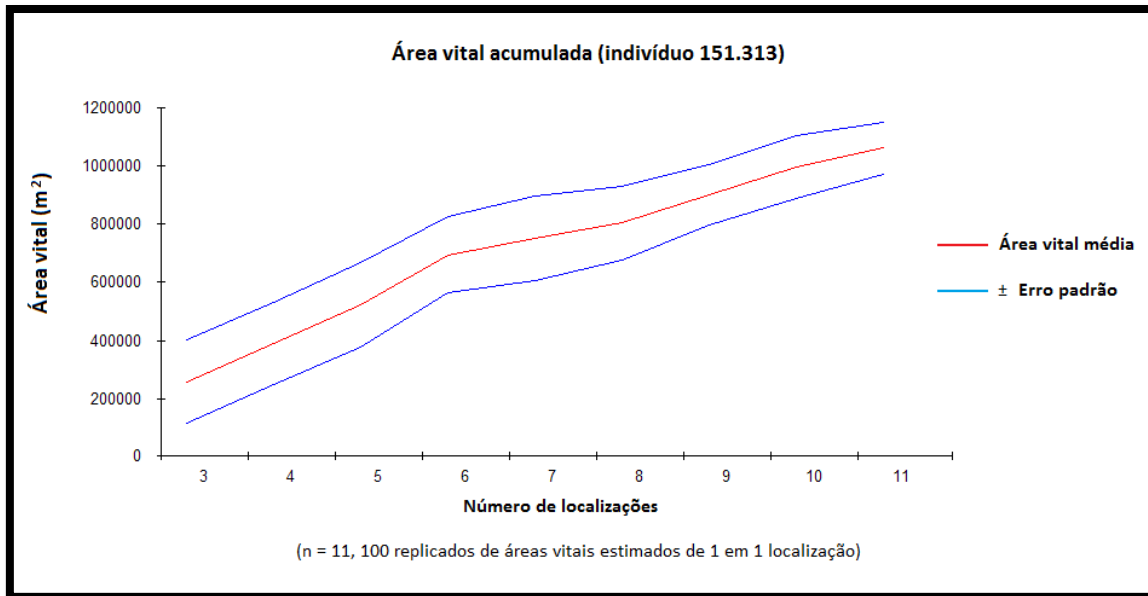
Área vital acumulada, calculada pelo mínimo polígono convexo, em função do número de localizações obtidas para cada indivíduo monitorizado.

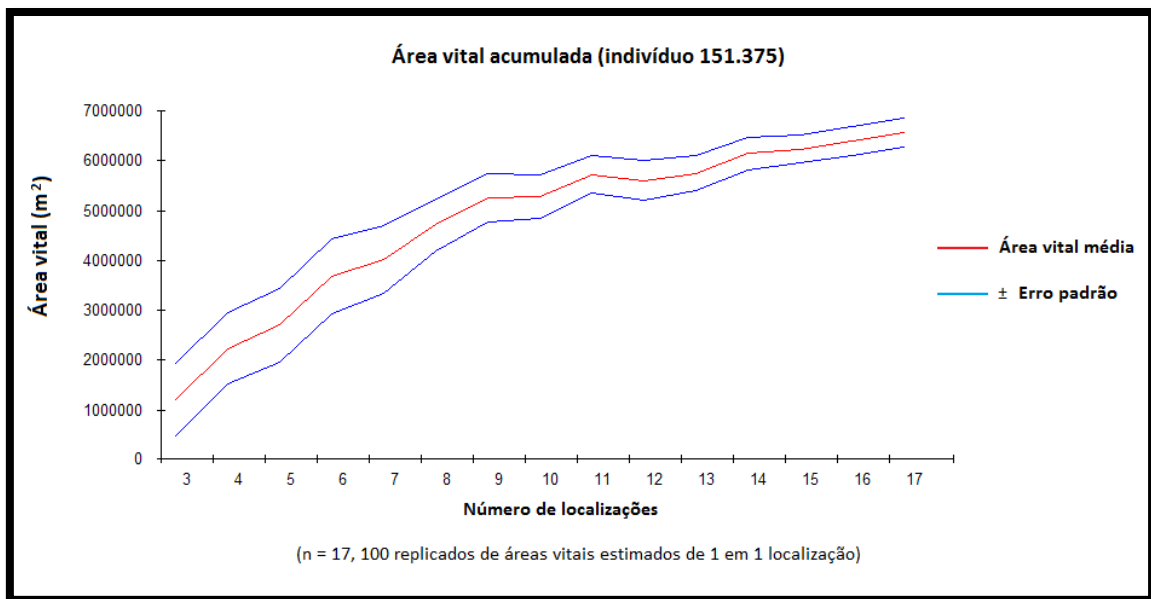






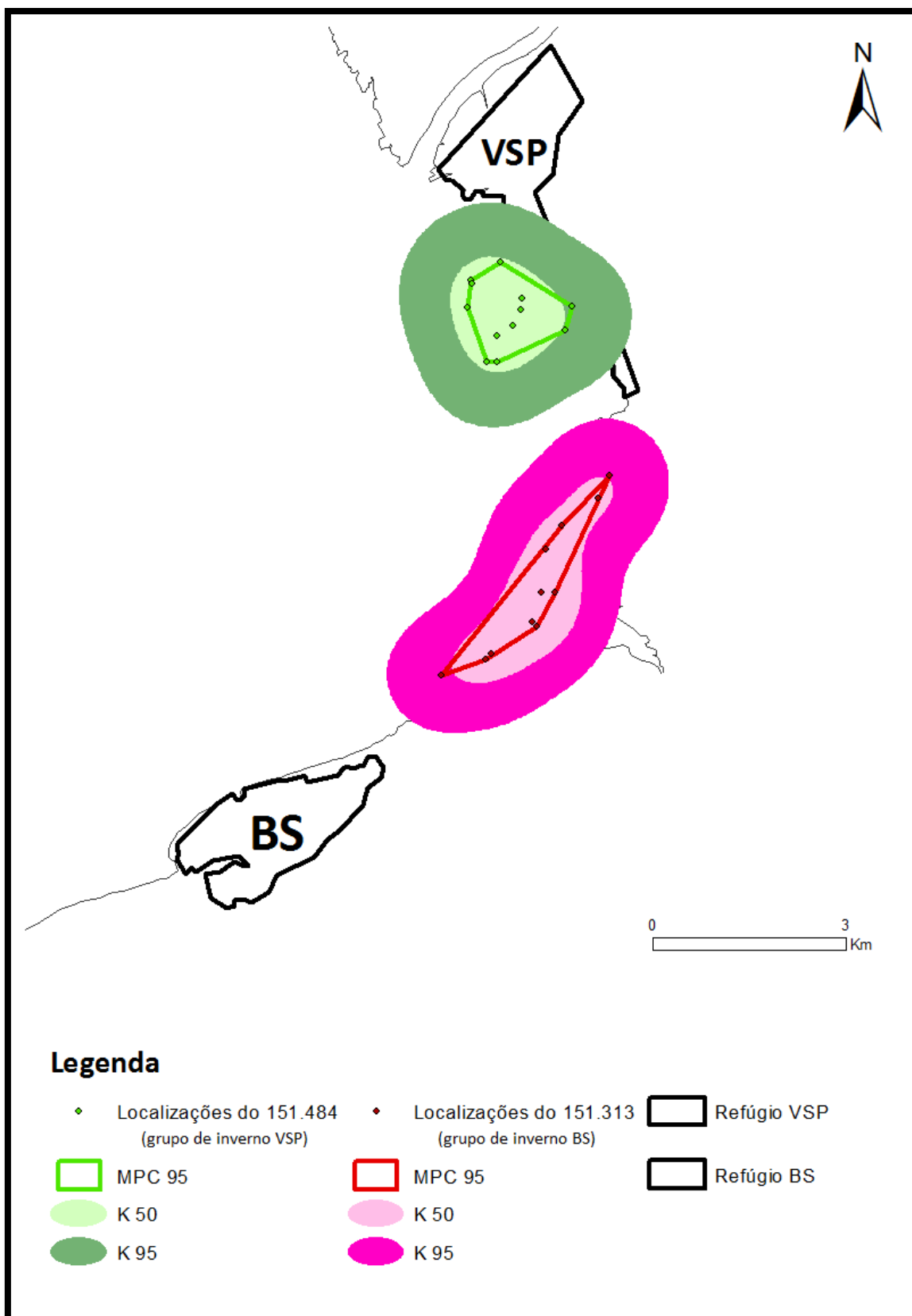


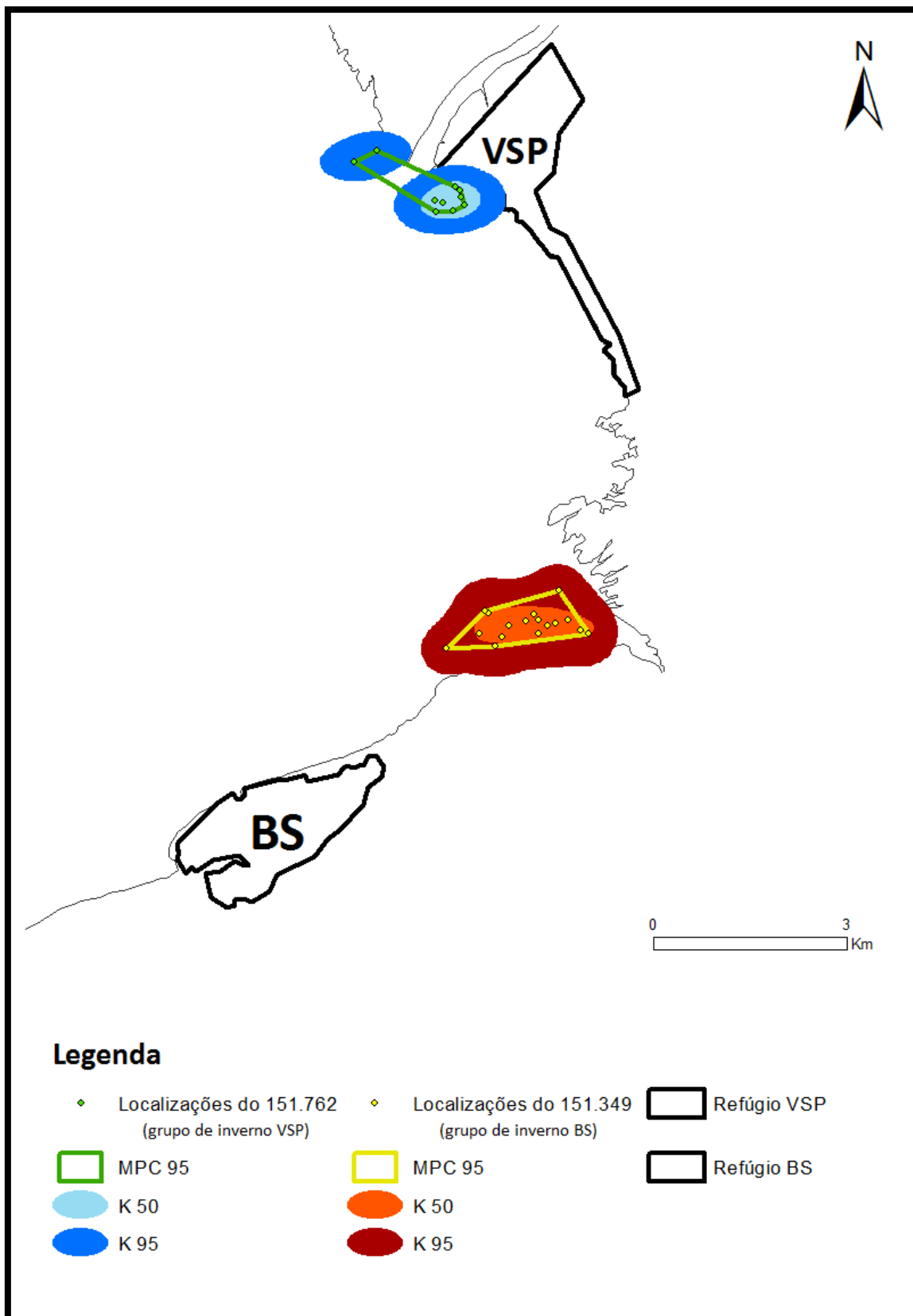


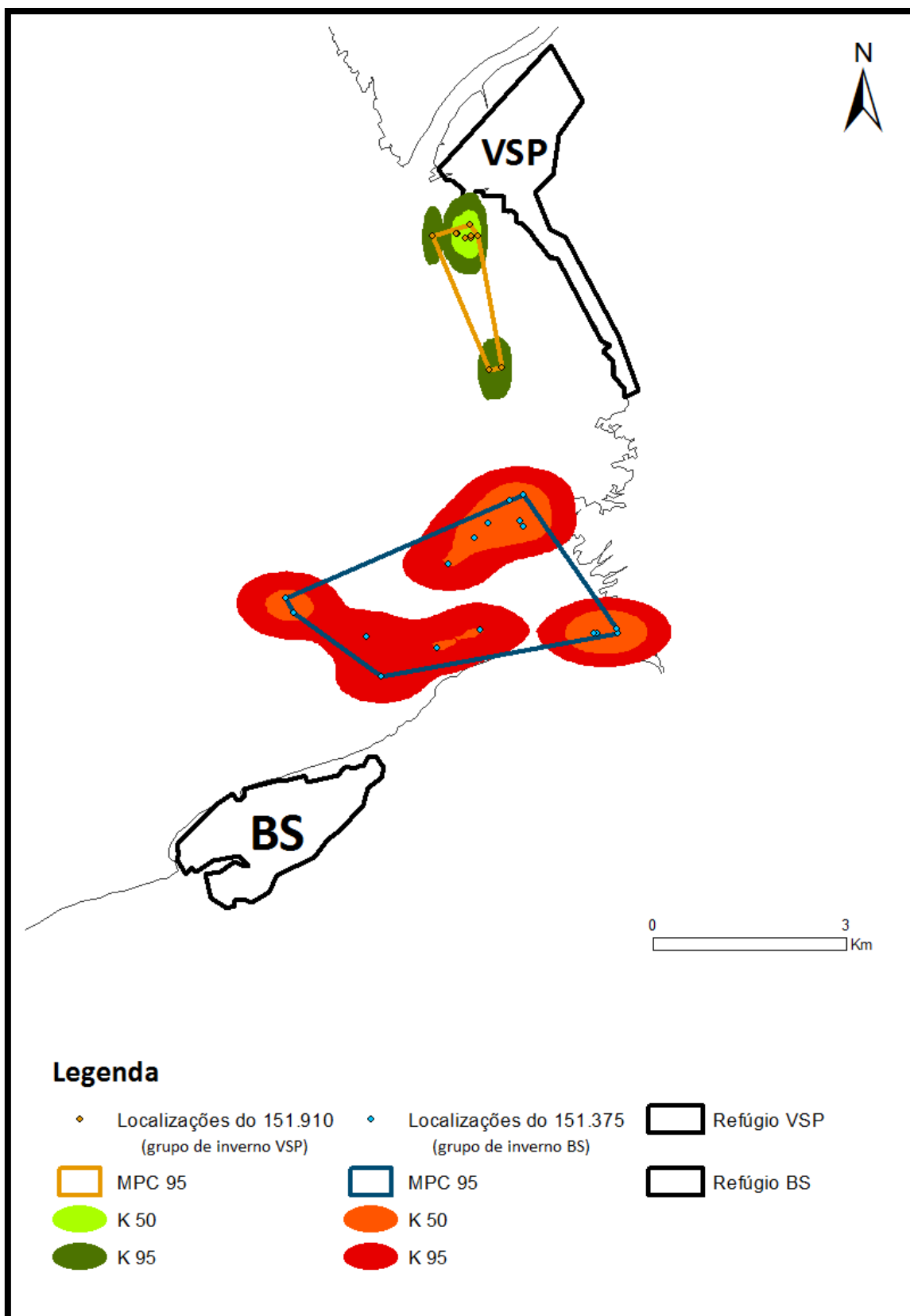


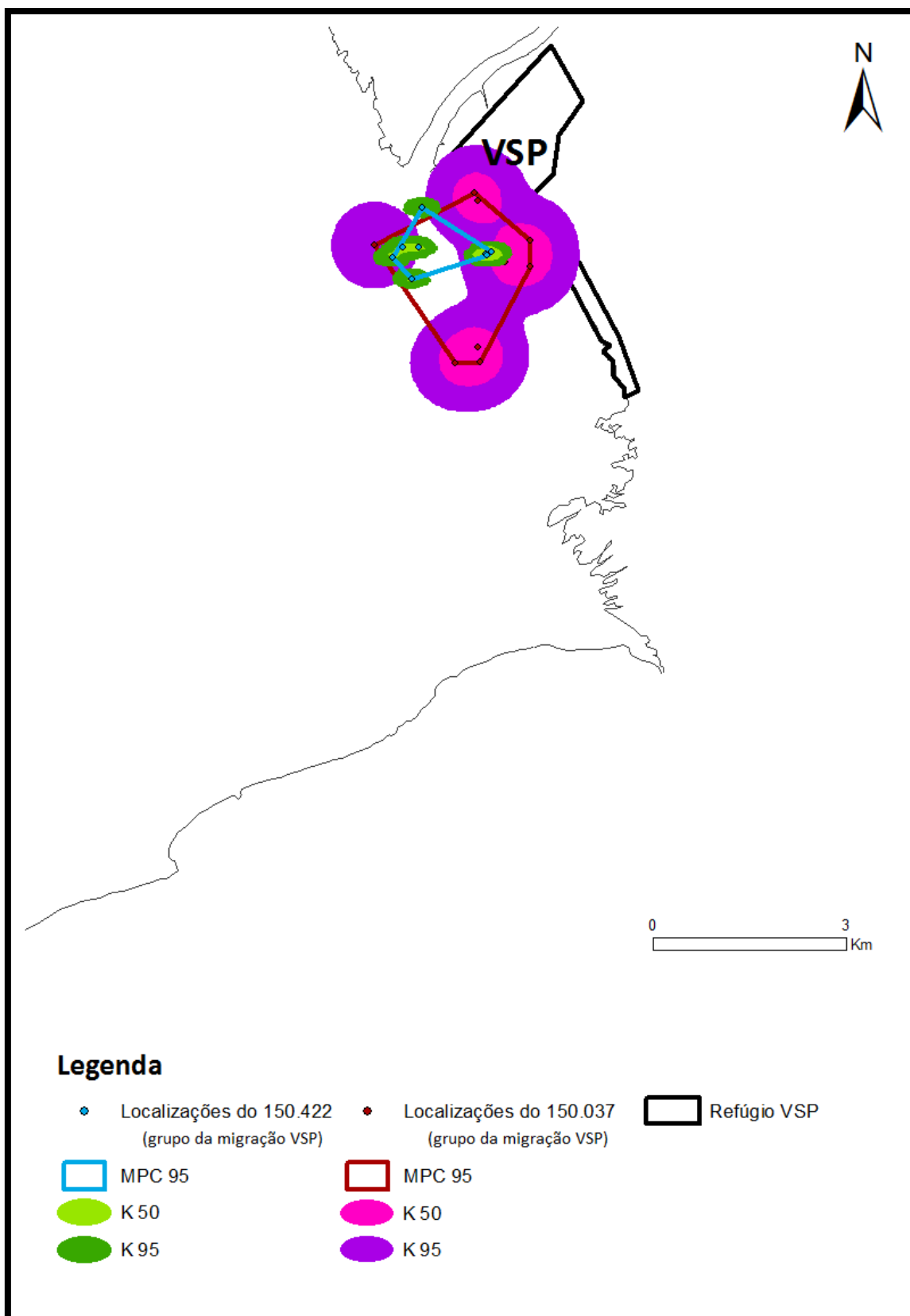
Anexo III

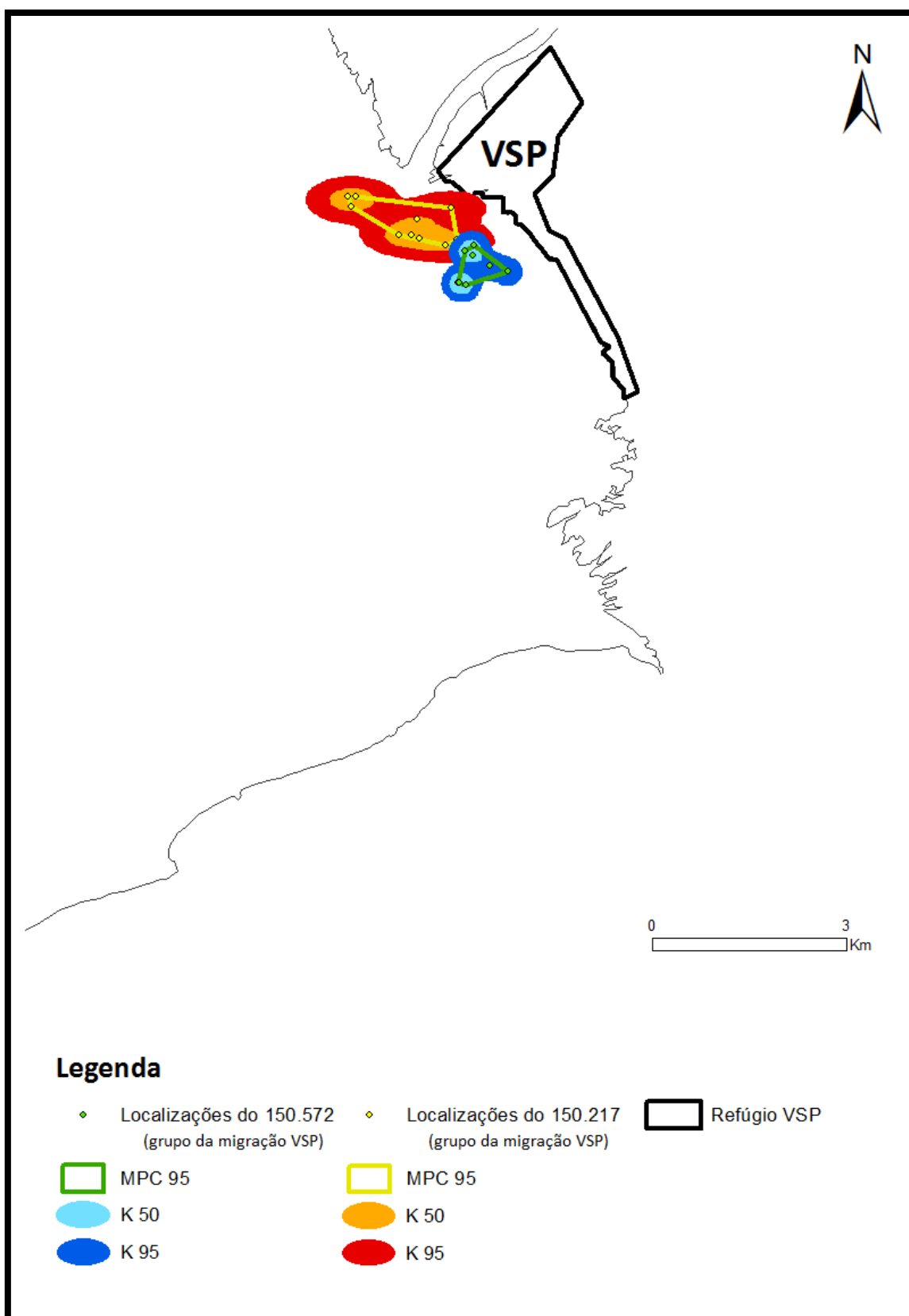
Contornos da área vital e dos centros de actividade dos indivíduos de pilrito-de-peito-preto para os três grupos analisados (grupo de inverno VSP, grupo de inverno BS e grupo da migração VSP) estimados pelos métodos do mínimo polígono convexo (MPC 95) e de kernel (K 95). Está indicado o refúgio (VSP ou BS) utilizado pelos indivíduos monitorizados.











Anexo IV

Percentagem de sobreposição das áreas vitais dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, considerando a área vital calculada pelo método do mínimo polígono convexo para 95% das localizações.

Inverno BS		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
151,029	151,313	32,4
151,029	151,349	15,8
151,029	151,375	66,7
151,313	151,029	78,9
151,313	151,349	36,9
151,313	151,375	76,8
151,349	151,029	55,8
151,349	151,313	53,6
151,349	151,375	100
151,375	151,029	32,0
151,375	151,313	15,2
151,375	151,349	13,6
Média		48,1

Inverno VSP		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
151,050	151,484	39,8
151,050	151,762	0,0
151,050	151,910	38,5
151,484	151,050	45,1
151,484	151,762	0,0
151,484	151,910	23,6
151,762	151,050	0,0
151,762	151,484	0,0
151,762	151,910	0,0
151,910	151,050	69,2
151,910	151,484	37,4
151,910	151,762	0,0
Média		21,1

Migração VSP		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
150,037	150,217	7,6
150,037	150,422	22,2
150,037	150,572	7,0
150,217	150,037	38,7
150,217	150,422	33,7
150,217	150,572	0,0
150,422	150,037	96,2
150,422	150,217	28,7
150,422	150,572	7,0
150,572	150,037	100
150,572	150,217	0,0
150,572	150,422	23,1
Média		30,4

Anexo V

Percentagem de sobreposição das áreas vitais dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, considerando a área vital calculada pelo método de kernel para 95% de probabilidade de ocorrência.

Inverno BS			
Sobreponentes		Sobrepostos	%
	151,029	151,313	92,2
	151,029	151,349	47,5
	151,029	151,375	51,0
	151,313	151,029	19,9
	151,313	151,349	32,0
	151,313	151,375	38,7
	151,349	151,029	31,4
	151,349	151,313	98,3
	151,349	151,375	58,1
	151,375	151,029	13,5
	151,375	151,313	47,4
	151,375	151,349	23,2
		Média	46,1

Inverno VSP			
Sobreponentes		Sobrepostos	%
	151,050	151,484	94,9
	151,050	151,762	5,2
	151,050	151,910	17,7
	151,484	151,050	46,8
	151,484	151,762	4,2
	151,484	151,910	13,4
	151,762	151,050	10,5
	151,762	151,484	17,2
	151,762	151,910	20,7
	151,910	151,050	57,9
	151,910	151,484	89,1
	151,910	151,762	33,2
		Média	34,2

Migração VSP		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
150,037	150,217	18,1
150,037	150,422	7,2
150,037	150,572	8,1
150,217	150,037	57,5
150,217	150,422	18,5
150,217	150,572	9,3
150,422	150,037	66,6
150,422	150,217	54,1
150,422	150,572	22,2
150,572	150,037	77,2
150,572	150,217	28,0
150,572	150,422	22,9
Média		32,5

Anexo VI

Percentagem de sobreposição dos centros de actividade dos indivíduos monitorizados para cada um dos grupos analisados, considerando a área calculada pelo método de kernel para 50% de probabilidade de ocorrência.

Inverno BS		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
151,029	151,313	67,7
151,029	151,349	21,3
151,029	151,375	23,2
151,313	151,029	10,9
151,313	151,349	21,9
151,313	151,375	2,7
151,349	151,029	13,5
151,349	151,313	86,3
151,349	151,375	14,3
151,375	151,029	5,5
151,375	151,313	3,9
151,375	151,349	5,3
Média		23,0

Inverno VSP		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
151,050	151,484	49,4
151,050	151,762	0,0
151,050	151,910	2,7
151,484	151,050	22,3
151,484	151,762	0,0
151,484	151,910	0,0
151,762	151,050	0,0
151,762	151,484	0,0
151,762	151,910	4,6
151,910	151,050	10,1
151,910	151,484	0,0
151,910	151,762	6,9
Média		8,0

Migração VSP		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
150,037	150,217	0,0
150,037	150,422	1,5
150,037	150,572	0,0
150,217	150,037	0,0
150,217	150,422	2,3
150,217	150,572	0,8
150,422	150,037	19,6
150,422	150,217	10,1
150,422	150,572	12,8
150,572	150,037	0,0
150,572	150,217	2,5
150,572	150,422	9,5
Média		4,9

Anexo VII

Percentagem de sobreposição das áreas vitais entre os grupos do refúgio VSP (inverno e migração), considerando a área vital calculada pelo método do mínimo polígono convexo para 95% das localizações.

Inverno - Migração (VSP)		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
Inverno VSP	Migração VSP	56,5
Migração VSP	Inverno VSP	48,2
Média		52,4

Anexo VIII

Percentagem de sobreposição das áreas vitais entre os grupos do refúgio VSP (inverno e migração), considerando a área vital calculada pelo método de kernel para 95% de probabilidade de ocorrência.

Inverno - Migração (VSP)		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
Inverno VSP	Migração VSP	60,2
Migração VSP	Inverno VSP	71,8
Média		66,0

Anexo IX

Percentagem de sobreposição dos centros de actividade entre os grupos do refúgio VSP (inverno e migração), considerando a área calculada pelo método de kernel para 50% de probabilidade de ocorrência.

Inverno - Migração (VSP)		
Sobreponentes	Sobrepostos	%
Inverno VSP	Migração VSP	28,7
Migração VSP	Inverno VSP	35,2
Média		32,0

Anexo X

Ficha de campo para as sessões de rádio-telemetria

1. NOME:		HORA INÍCIO:
2. LOCAL/ANTENA:	3. DATA:	

4. Calibração:

5. Vento	Intensidade:	Direcção:	Maré	Hora:
6. Condições Climáticas:				Altura:

7. Rádios	Hora	Intensid. Sinal	Null-peak		Outros	
Ciclo:			Qualidade	Localização	Intermitência	
151,050						
151,064						
151,129						
151,191						
151,402						
151,484						
151,622						
151,762						
151,845						
151,860						
151,910						
151,955						
151,029						
151,109						
151,170						
151,313						
151,349						
151,375						
151,418						

8. INFORMAÇÃO ADICIONAL:

Vento:
 1 – Nulo
 2 – Fraco
 3 – Moderado
 4 – Forte
 5 – Muito forte

Intensidade do sinal:
 1 – Forte
 2 – Moderado
 3 – Fraco
 4 – Quase inaudível
 NO – Não ouvido

Qualidade do Null-peak:
 1 – Perda completa do sinal
 2 – Diminuição acentuada do sinal
 3 – Diminuição ligeira do sinal
 SN – Sem null-peak

Pág. /